

## Gebietsfremde Gefäßpflanzen in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz\*

Wolfgang Schmidt<sup>1\*</sup>, Michaela Dölle<sup>1</sup>, Steffi Heinrichs<sup>1</sup>, Patricia Balcar<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Abteilung Waldbau & Waldökologie der gemäßigten Zonen, Georg-August-Universität Göttingen, Büsgenweg 1, 37077 Göttingen

<sup>2</sup>Forschungsanstalt für Waldökologie & Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Hauptstr. 16, 67705 Trippstadt

\*korrespondierender Autor: wschmid1@gwdg.de

**\* Dietmar Brandes vom Erstautor zum 70. Geburtstag in freundschaftlich-fachlicher Verbundenheit gewidmet**

### Zusammenfassung

Floristische und vegetationskundliche Daten aus 21 Naturwaldreservaten (NWR) in Rheinland-Pfalz wurden hinsichtlich ihres Anteils an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) ausgewertet und überregional verglichen, um generelle Trends in der Naturnähe und der natürlichen Waldentwicklung - unabhängig von lokal wirkenden Faktoren – aufzuzeigen. Neben überwiegend zonalen, naturnahen Buchenwäldern bodensaurer Standorte umfasst der Datensatz auch drei Auenwald-Standorte und zwei Moorbirken-Bruchwälder. Als Besonderheit im Vergleich zu anderen Bundesländern hat Rheinland-Pfalz zwei NWR mit hohen Douglasien-Anteilen ausgewiesen, um deren Entwicklung ohne forstliche Nutzung zu dokumentieren. Von diesen beiden NWR und zwei NWR mit besonderer Dynamik nach Windwurf sowie einem weitgehend ungestörtem NWR im Biosphärenreservat Pfälzer Wald liegen auch Wiederholungsinventuren vor, die erste Hinweise auf die langfristige Entwicklung des Neophyten-Anteils in NWR liefern. Durch einen Vergleich gezäunter und ungezäunter Flächen in NWR konnte der Schalenwildeinfluss, durch den Vergleich mit angrenzenden, weiterhin bewirtschafteten Beständen der Einfluss der forstlichen Nutzung auf den Anteil gebietsfremder Arten an der Vegetation analysiert werden.

Gebietsfremde Arten spielen in den naturnahen, nicht mehr bewirtschafteten NWR in Rheinland-Pfalz insgesamt eine untergeordnete Rolle. Vor allem krautige Neophyten sind ausgesprochen gering vertreten, insbesondere in den naturnahen Buchenwald-NWR. Auch von *Impatiens glandulifera*, die in allen Auen-NWR am Rhein vorkommt, geht bisher weder ein Verdrängen einheimischer Arten noch ein Verlust an Diversität und Naturnähe aus. Den größten Anteil unter den gebietsfremden Arten bilden die nicht-autochthonen Gehölze, die in der Vergangenheit

forstlich angebaut wurden und von denen sich vor allem *Picea abies*, *Larix decidua* und *Pseudotsuga menziesii* in den NWR vielfach spontan vermehren. Wiederholungsinventuren zeigen unterschiedliche Entwicklungen im Anteil gebietsfremder Arten, wobei vorangegangene Störungen (z. B. Windwurf) einen wesentlichen Einfluss ausüben. Im Vergleich der Aufnahmen von zwei Douglasien-reichen NWR kam es innerhalb eines Jahrzehnts zu einem starken Rückgang der Douglasie. Sie ist dort vor allem in der Konkurrenz zur Buche unterlegen, so dass sich ohne waldbauliche Unterstützung hier der Naturnähegrad wieder erhöht hat. Ohne Schalenwildeinfluss (hauptsächlich Reh- und Rotwild) sind gebietsfremde Arten tendenziell erfolgreicher. Insbesondere *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* waren im Zaun in Strauchschichthöhe stärker vertreten als außerhalb. Im Vergleich mit bewirtschafteten Wäldern ist der Anteil gebietsfremder Arten in unbewirtschafteten NWR absolut gesehen niedriger. Durch den geringen Artenreichtum an Gefäßpflanzen und einem geringeren Deckungsgrad der Bodenvegetation im NWR gleichen sich die Unterschiede zwischen (naturnah) bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern jedoch weitgehend aus.

Schlüsselwörter: Flora, Vegetation, Buchenwald, Auenwald, Bruchwald, *Pseudotsuga menziesii*, Naturnähe, Schalenwild-Verbiss, Wirtschaftswälder

## Non-native vascular plant species in strict forest nature reserves in Rhineland-Palatinate

### Abstract

Floristic data and data from vegetation surveys were compared across 21 strict forest nature reserves (SFNR) in Rhineland-Palatinate (south-west Germany) concerning the proportion of non-native plant species (alien plant species or neophytes) in order to detect general trends in the naturalness and dynamics of unmanaged forests in Central Europe. Beside the predominant zonal and close-to-nature oligotrophic beech forests the data set included three eutrophic floodplain forests and two oligotrophic bog woodlands. Apart from other German federal states Rhineland-Palatinate established two SFNR with a high proportion of the alien species Douglas fir in order to study the further development of these stands without forest management. Resurveys of these two SFNR and two further SFNR with a high dynamic after windthrow as well as an undisturbed SFNR in the biosphere reserve Palatinate Forest give the opportunity to analyze long-term trends of alien species. A comparison of fenced and unfenced plots allowed an assessment of browsing effects, a comparison of SFNR with close-by managed forests an assessment of forest management impacts on the relevance of neophytes in forest vegetation.

In a regional context the proportion of non-indigenous plant species in unmanaged SFNR in Rhineland-Palatinate is low. Especially in close-to-nature beech forest SFNR alien herb layer species are rare. Even *Impatiens glandulifera* – well established in all of the investigated floodplain SFNR of the Rhine valley – seems not to suppress native plant species and shows no negative impact on diversity and the degree of naturalness of the riparian forests. Phanerophytes (woody species) have the highest proportion among aliens in the dataset, mainly introduced by planting in the past. Among them especially *Picea abies*, *Larix decidua*, and *Pseudotsuga menziesii* showed the ability to regenerate naturally in the SFNR. Resurveys of disturbed and undisturbed SFNR indicated a divergent development in the proportion of alien species. SFNR stands with Douglas fir

showed a strong decrease of *Pseudotsuga menziesii* mainly outcompeted by beech within one decade. Therefore, without forest management naturalness of the stands has increased. Without deer browsing (mainly roe and red deer) alien plant species seemed to be more successful. Especially *Picea abies* and *Pseudotsuga menziesii* are limited by browsing as fencing increased species frequency and abundance of these woody species within the shrub layer. In general, forest management increased the total number of neophytes. But due to the decreasing species richness and the lower coverage of understorey vegetation in the unmanaged SFNR the differences in the proportion of alien species in close-to-nature managed forests and unmanaged forests are negligible.

Keywords: flora, vegetation, beech forest, riparian forest, bog woodland, *Pseudotsuga menziesii*, naturalness, deer browsing, managed forests

## Einleitung

Naturwaldreservate (NWR) als ehemals bewirtschaftete Wälder erlauben eine ungestörte Entwicklung und dienen somit als „Urwälder von morgen“ dem Schutz und der Wiederherstellung natürlicher Waldlebensgemeinschaften (WOLF & BOHN 1991, ENGEL et al. 2016). Dauerbeobachtungen von Bestandesstruktur und Vegetation begleiten diese Entwicklung und geben Hinweise auf ablaufende natürliche Prozesse nach Ende der forstlichen Nutzung. Nach ALBRECHT (1990) ist aber auch der Quervergleich über verschiedene NWR eine wichtige Aufgabe der Naturwaldforschung, um neben den standörtlich und historisch bedingten Einzelfällen die allgemein gültigen Gesetzmäßigkeiten in der Dynamik der mitteleuropäischen Wälder ohne Nutzung zu erkennen und daraus wichtige Folgerungen für eine naturnahe Bewirtschaftung und den Naturschutz zu ziehen.

Dabei spielt die Frage nach der Naturnähe eine zentrale Rolle im Spannungsfeld zwischen Nutzung und Schutz von Wäldern. Die Bestimmung und Bewertung des Naturnähegrades von Wäldern erfolgt vor allem über den Anteil der Baumarten an der natürlichen Vegetation, aber auch über die Zusammensetzung der Bodenvegetation (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2016). Hierbei haben neben den Therophyten vor allem auch gebietsfremde Arten oder Neophyten eine wichtige Indikatorfunktion, da sie in gestörten Lebensräumen verstärkt auftreten können und dabei auch wichtige Ökosystemfunktionen verändern (ELTON 1958, DRAKE et al. 1989, BRANDES & GRIESE 1991, DAVIES et al. 2005, HIERRO et al. 2005, KOWARIK 2010 u. a.).

Weltweit gilt das gezielte Einbringen, aber auch das spontane Auftreten von Neophyten als eine der wichtigsten Ursachen für den Verlust oder die massive Veränderung der natürlichen Biodiversität (MACK et al. 2000, KOWARIK 2010, ROTHERHAM & LAMBERT 2011, NEHRING et al. 2013). Für Mitteleuropa sieht BRANDES (2008) dagegen keine ernstzunehmende Beeinträchtigung der Biodiversität durch gebietsfremde, spontan auftretende Arten. Sie nutzen seiner Meinung nach vor allem Nischen, die von der einheimischen Flora nicht besetzt sind. Vergleiche zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Wäldern zeigen vielfach, dass durch forstliche Eingriffe Neophyten gefördert werden und ihr Anteil in unbewirtschafteten Wäldern niedriger ist als dort, wo regelmäßig forstliche Maßnahmen stattfinden (CHMURA 2004, CHMURA & SIERKA 2007, GALLARDO et al. 2017, MOUSTAKAS et al. 2018). Untersuchungen aus niedersächsischen und hessischen Wirtschaftswäldern und Naturwaldreservaten machen aber auch deutlich, dass

Neophyten unabhängig davon auftreten, ob die Störung menschlichen oder natürlichen Ursprungs ist und ihr Auftreten nicht unmittelbar mit einem Verlust an Artenvielfalt verbunden ist (SCHMIDT et al. 2008, SCHMIDT 2012). Zu entsprechenden Ergebnissen kommt auch eine vergleichende Studie von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten polnischen Schluchtwäldern (*Phyllitido-Aceretum*, BARAN et al. 2018).

Floristische und vegetationskundliche Daten, die zwischen den Jahren 2000 und 2017 in 21 NWR von Rheinland-Pfalz erhoben und auf ihren Anteil gebietsfremder Arten ausgewertet wurden, bieten hier ein vergleichsweise breites Standorts- und Bestandesspektrum: neben den vorherrschenden bodensauren, naturnahen Buchenwäldern des Pfälzer Waldes oder des neuen Nationalparks Hunsrück-Hochwald beinhaltet es Sonderstandorte wie Auenwälder am Rhein oder Moorbirken-Bruchwälder im Hunsrück (Abb. 1). Als Alleinstellungsmerkmal gegenüber den NWR in anderen Bundesländern gehören auch zwei Douglasien-reiche Bestände im Pfälzer Wald und der Westeifel dazu, von denen bereits eine Wiederholungsinventur vorliegt. Dies gilt auch für drei NWR mit einer dynamischen Entwicklung nach Windwurf bzw. Borkenkäferbefall sowie einem weitgehend ungestörten NWR im Pfälzer Wald, so dass auch ein zeitlicher Vergleich möglich ist (Tab. 1 – Anhang S. 167). Nach dem in Rheinland-Pfalz üblichen Kernflächen-Konzept (THOMAS et al. 1995, MEYER et al. 2007) wurde die Vegetation vorrangig auf Dauerflächen in 1-4 ha großen, gerasterten Kernflächen aufgenommen, die häufig in einen gezäunten und einen ungezäunten Teil getrennt sind, um den Einfluss des Schalenwildes zu dokumentieren. In NWR mit einer hohen Vegetationsdynamik wie z. B. im NWR Gebück nach Borkenkäferbefall und Windwurf oder im NWR Langbruch nach Entfernung standortsfremder Nadelbäume wurden zusätzlich Weisergatter eingerichtet, um eine rasch ablaufende Sukzession mit und ohne Schalenwildeinfluss in ihrer Initialphase zu untersuchen. Während beispielsweise in Hessen zu jedem aus der Nutzung genommenen NWR von Anfang an (1988/89) auch eine weiterhin bewirtschaftete Vergleichsfläche zum Standard-Untersuchungsprogramm der Naturwaldforschung gehört (ALTHOFF et al. 1991), konnten bei der vorliegenden Auswertung nur bei sechs der untersuchten NWR auch Vergleichsflächen im Wirtschaftswald mit einbezogen werden.

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

1. Wie unterscheiden sich die NWR in ihrem Anteil an gebietsfremden Arten an der Gefäßpflanzen-Flora? Gibt es Beziehungen zu den Standortbedingungen oder zum Zeitraum ohne forstliche Nutzung?
2. Gibt es einen Einfluss von Störungen (z. B. Windwurf, Insektenkalamitäten, Überflutungen) oder durch Schalenwild-Verbiss auf den Anteil gebietsfremder Arten?
3. Wie unterscheiden sich NWR und Wirtschaftswald? Wie wirkt sich die Dauer der Nichtbewirtschaftung auf die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten aus?
4. Kann sich die Douglasie in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern auf Buchen-Standorten langfristig etablieren?

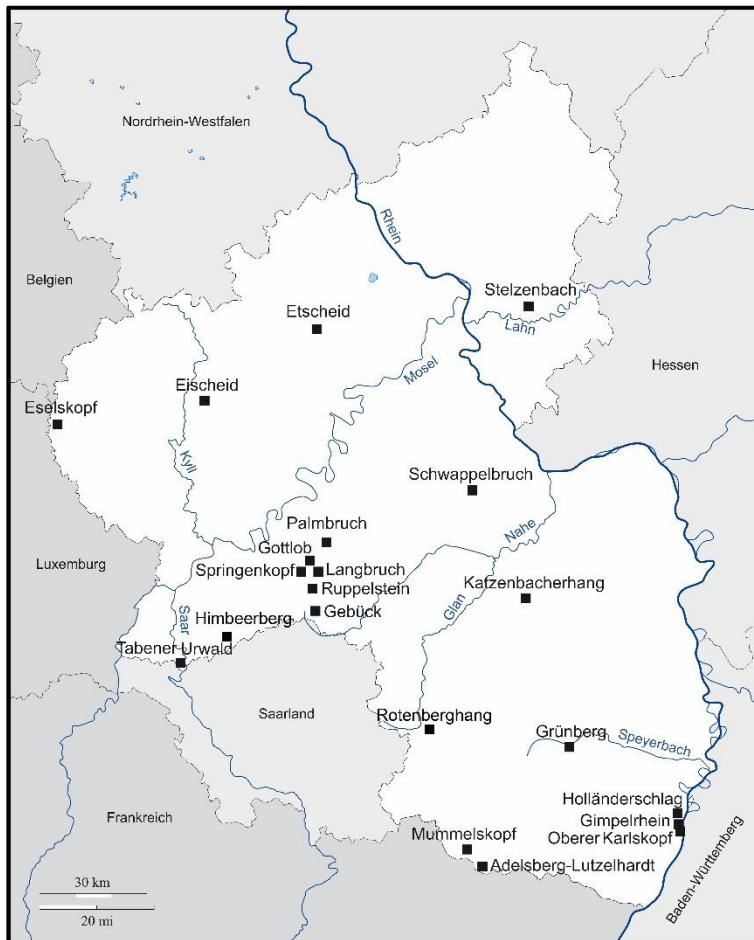


Abb. 1. Lage der 21 untersuchten Naturwaldreservate (NWR) in Rheinland-Pfalz. Karte: © 2007-2016 d-maps.com

Fig. 1. Location of the 21 observed strict forest nature reserves (SFNR) in Rhineland-Palatinate. Map: © 2007-2016 d-maps.com

## Methoden

### *Datengrundlage*

Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus floristischen und vegetationskundlichen Erhebungen in 21 NWR aus Rheinland-Pfalz, die zwischen den Jahren 2000 und 2017 durchgeführt wurden (Abb. 1, Tab. 1, siehe Datenbank der Naturwaldreservate Deutschland: MÜNCH 2007). Die Ausweisung der verschiedenen NWR erfolgte zwischen 1966 und 2004, wobei viele der zunächst sehr klein ausgewiesenen NWR in den 1980er- und 1990er-Jahren erheblich erweitert wurden (z. B. Adelsberg-Lutzelhardt von 2,5 ha im Jahr 1976 auf 192 ha im Jahr 1999, Tab. 1). Das Floreninventar an Gefäßpflanzen (Vorkommen der Farn- und Blütenpflanzen auf ganzer NWR-Fläche, WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) wurde für 19 NWR insgesamt erfasst, für die beiden NWR Mummelskopf und Gebück wurde nur an Hand der Vegetationsaufnahmen eine Florenliste erstellt (Tab. 1, 2 – Anhang S. 168-169). Die Vegetation wurde auf gutachterlich ausgewiesenen Kernflächen aufgenommen, die in Rheinland-Pfalz in einem lückenlosen 20 x 20 m Raster ausgepflockt sind und häufig sowohl eine gezäunte als auch eine ungezäunte Teilfläche von je 1-2 ha Größe aufweisen. In jeweils fünf NWR gibt es nur eine gezäunte (Holländerschlag, Adelsberg-Lutzelhardt, Mummelskopf, Schwappelbruch, Palmbruch) oder eine ungezäunte Kernfläche (Gimpelrhein, Oberer Karlskopf, Langbruch, Ruppelstein, Taberner Urwald). In zwei

NWR (Stelzenbach, Schwappelbruch) wurden jeweils zwei Kernflächen mit unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung ausgewiesen. Im NWR Himbeerberg wurden zwar nach dem Windwurf 1990 zwei Kernflächen (Bestand, Freifläche) ausgewiesen, die 100 m<sup>2</sup>-großen Dauerflächen wurden dort jedoch nicht in einem lückenlosen Raster angelegt, sondern gutachterlich über das gesamte NWR verteilt. Für das grenzübergreifende NWR Adelsberg-Lutzelhardt existiert zusätzlich zur gezäunten Kernfläche die in vielen anderen Bundesländern übliche Gitternetzverpflockung (MEYER et al. 2007, SCHMIDT & SCHMIDT 2007), so dass hier auch zufällig verteilte Vegetationsaufnahmen auf 314 m<sup>2</sup> großen Probekreisen im 100 x 200 m-Raster angefertigt werden konnten.

In zwei weiteren NWR (Gebück, Langbruch) wurden zusätzlich zu den Kernflächen 12 x 12 m Weiserflächenpaare errichtet, um den Wildeinfluss nach großflächiger Störung abzuschätzen (Gebück: Borkenkäferbefall; Langbruch: Entfernung standortsfremder Baumarten und Wiedervernässungsmaßnahmen). Für sechs NWR (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Himbeerberg, Springenkopf, Stelzenbach, Eiseid) wurden in der Nachbarschaft bewirtschaftete, ungezäunte Vergleichsbestände ausgewiesen, die ebenfalls vegetationskundlich erfasst wurden. Eine Wiederholungsaufnahme im Abstand von mindestens 10 Jahren erfolgte bisher nur in fünf Reservaten. Die NWR Adelsberg-Lutzelhardt, Grünberg und Eselskopf blieben dabei weitgehend störungsfrei, während die NWR Rotenberghang und Himbeerberg nach großflächigem Windwurf im Jahr 1990 (Stürme Vivian und Wiebke) eingerichtet wurden, so dass die Aufnahmen zwischen 1991 und 2016 die Vegetationsentwicklung nach Windwurf über einen Zeitraum von 25 Jahren dokumentieren. Die Weisergatter der NWR Gebück und Langenbruch kennzeichnen mit Aufnahmen im Abstand von nur drei bzw. vier Jahren vor allem die hohe Vegetationsdynamik nach Borkenkäferbefall und Flächenräumung in der Initialphase der Sukzession (Regeneration) bei gleichzeitig hohem Schalenwildeinfluss.

In jedem untersuchten NWR wurde eine unterschiedliche Anzahl von Vegetationsaufnahmen auf 100- bis 400 m<sup>2</sup>-großen Dauerflächen innerhalb der gutachterlich ausgewiesenen Kernflächen und Einzelflächen (Himbeerberg), an zufällig verteilten Gitternetzpunkten oder an den Weiserflächenpaaren durchgeführt (Tab. 3 – Anhang S. 170). Sie reicht von 5 Aufnahmeflächen (je 400 m<sup>2</sup>) in der ungezäunten Kernfläche des NWR Katzenbacherhang bis zu 94 (je 314 m<sup>2</sup>) Aufnahmeflächen an Gitternetzpunkten und 29 Aufnahmeflächen (je 400 m<sup>2</sup>) in der gezäunten Kernfläche des NWR Adelsberg-Lutzelhardt.

Bei den Vegetationsaufnahmen wurde der Deckungsgrad der Schichten (Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht) und der einzelnen Arten direkt in Prozent geschätzt (THOMAS et al. 1995, SCHMIDT & SCHMIDT 2007). Dabei umfasst die Baumschicht alle Gehölze > 5 m Höhe, die Strauchschicht alle Gehölze > 0,5 und < 5 m und die Krautschicht alle Gehölze < 0,5 m sowie alle nicht verholzenden Pflanzen.

Zur Ermittlung der Zahl und des Anteils der gebietsfremden Gefäßpflanzen (Nomenklatur nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) wurden die Florenlisten der NWR als auch die Vegetationsaufnahmen der Kernflächen, Gitternetzpunkte, Einzel-Dauerflächen und Weiserflächenpaare ausgewertet. Bei den Vegetationsaufnahmen konzentrierten wir uns auf das Vorkommen in der Feldschicht, bestehend aus Strauch- und Krautschicht. Grundlage für die Einstufung als gebietsfremde Art (Neophyt i. w. S.) war die nach Bundesländern regionalisierte Florenliste von BUTTLER et al. (2017). Ergänzend wurden auch die Statusangaben der Standardliste für Deutschland

(WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998) und Europa (DAISIE 2009) berücksichtigt (Tab. 2). Unberücksichtigt blieb dabei der in den genannten Listen angegebene Etablierungsgrad, da hierbei jeweils unterschiedliche zeitliche und populationsbiologische Kriterien angesetzt wurden. Entscheidend war allein, ob es sich um Sippen handelt, die in Rheinland-Pfalz gebietsfremd sind, d. h. kein autochthones Vorkommen besitzen und durch direkte oder indirekte Unterstützung des Menschen aus ihrem ursprünglichen Gebiet nach Rheinland-Pfalz gelangten (KOWARIK 2010). Dementsprechend wurden für Rheinland-Pfalz z. B. auch *Larix decidua* und *Picea abies* als gebietsfremde Arten bzw. Neophyten i. w. S. eingestuft.

### *Datenauswertung*

Anhand des Gesamtfloreninventars lassen sich die Standortsverhältnisse der NWR über die Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001) kennzeichnen. Diese wurden mit der Zahl der vorkommenden gebietsfremden Arten sowie mit ihrem Anteil an der Gesamtartenzahl der NWR mit Hilfe von Pearson-Korrelationen in Beziehung gesetzt. Dazu wurde auch der Zusammenhang mit der Größe der NWR und der Dauer der Nicht-Bewirtschaftung geprüft.

Die Auswertung der vegetationskundlichen Daten konzentrierte sich zunächst auf die NWR, in denen Vegetationsaufnahmen in ungezäunten Flächenvarianten (Kernflächen, Gitternetzpunkte, Einzel-Dauerflächen) durchgeführt wurden. Dabei wurde jeweils das letzte Untersuchungsjahr betrachtet. Zur Charakterisierung der Bestandesstruktur wurden die mittlere Baumschichtdeckung sowie die Anteile von Buche, Nadelholz und gebietsfremder Arten an der Baumschichtdeckung in den Aufnahmeflächen sowie die Deckungsgradsumme der Feldschicht bestehend aus der Strauch- und Krautschicht ermittelt. Zur Beschreibung der Diversität wurde die Artenzahl über alle Aufnahmeflächen hinweg (Gesamtdiversität der Flächenvarianten) getrennt für die Baum-, Strauch-, Kraut- und Feldschicht ermittelt. Anhand der Arten der Feldschicht wurden auch für die vegetationskundlichen Aufnahmeflächen – bestehend aus der Summe der Einzelaufnahmen eines Aufnahmekollektivs in einem NWR – die quantitativen Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001) und der prozentuale Anteil der Neophyten an der Artenzahl und dem Deckungsgrad errechnet und mit den Struktur- und Diversitätsvariablen, den Zeigerwerten und der Gesamt-Aufnahmegrößengröße korreliert.

Für fünf NWR lagen Wiederholungsinventuren (Flora und Vegetation) vor, die mindestens eine Zeitspanne von 10 Jahren umfassten. In den NWR Adelsberg-Lutzelhardt, Grünberg und Eselskopf verlief die Vegetationsentwicklung weitgehend in der Optimalphase der Waldbestände, während die Wiederholungsaufnahmen in den NWR Himbeerberg und Rotenberghang die langfristige Vegetationsentwicklung nach Windwurf beschreiben. Sowohl für ungezäunte als auch gezäunte Flächenvarianten wurden die Zahl gebietsfremder Arten in der Feldschicht sowie deren Anteile an der Gesamtartenzahl und an der Deckungsgradsumme der Feldschicht ermittelt. Für die NWR in der Optimalphase bildeten vier Flächenvarianten (gezäunte Kernfläche, drei Gitternetzpunkt-Varianten) im NWR Adelsberg-Lutzelhardt und je zwei Flächenvarianten (ungezäunte und gezäunte Kernfläche) in den NWR Eselskopf und Grünberg die Grundlage für einen zeitlichen Quervergleich über die NWR. Die Zahl der gebietsfremden Arten und deren Anteile wurden zwischen 1. und 2. Aufnahme dabei mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests verglichen. Für die NWR mit Windwurf standen nur vier Flächenvarianten zur Verfügung (je eine gezäunte und eine ungezäunte Flächenvariante je NWR), so dass auf einen statistischen Vergleich verzich-

tet wurde. Um die Artenzahlen, Deckungsgradsummen und Neophyten-Anteile zwischen den Aufnahmezeiträumen auch innerhalb der einzelnen NWR vergleichen zu können, wurden die Variablen auf Basis der einzelnen Vegetationsaufnahmeflächen mit einer Größe zwischen 100 und 400 m<sup>2</sup> ermittelt. Ein möglicher Schalenwildeinfluss auf die Vegetation lässt sich durch einen Vergleich von ungezäunten mit gezäunten Flächen erkennen. Entsprechende Vergleichspaare waren in elf NWR vorhanden, wobei die jeweilige Gesamtzahl der Aufnahmeflächen z. T. stärker variierte. Dementsprechend erfolgte der statistische Vergleich innerhalb eines NWR auf der Basis der einzelnen Vegetationsaufnahmeflächen mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests, der Quervergleich über alle NWR hinweg mit Hilfe des Wilcoxon-Rangsummen-Tests. Um einen Einfluss der Zäunungsdauer auf die Anzahl der gebietsfremden Arten und ihren Anteil an der Gesamtartenzahl und der Deckungsgradsumme der Feldschicht zu ermitteln, wurde die Differenz zwischen ungezäunter und gezäunter Variante mit der Zäunungsdauer korreliert. Analog zur Kennzeichnung des Schalenwildeinflusses durch die beiden Zäunungsvarianten lässt sich der Einfluss der Bewirtschaftung durch den Vergleich von ungezäunten NWR-Flächen mit ungezäunten, bewirtschafteten Vergleichsbeständen kennzeichnen. Hier lagen Daten aus sieben NWR vor, für die auch in benachbarten Wirtschaftswäldern Kernflächen mit einer unterschiedlichen Zahl von 100-400 m<sup>2</sup> großen Aufnahmeflächen eingerichtet wurden. Dabei blieb das NWR Ruppelstein unberücksichtigt, in dem zwar ein angrenzender Vergleichsbestand aufgenommen wurde, der formal bis zur Einrichtung des Nationalparks Hunsrück-Idarwald noch als Wirtschaftswald galt, in dem tatsächlich aber forstliche Eingriffe in den letzten Jahrzehnten bereits nicht mehr erfolgten. In fünf NWR konnte auch die floristische Ausstattung zwischen NWR und bewirtschaftetem Vergleichsbestand berücksichtigt werden. Auch beim Vergleich der Zäunungs- und Bewirtschaftungsvarianten wurde bei allen NWR mit Wiederholungsaufnahmen stets das letzte Untersuchungsjahr betrachtet. Alle Berechnungen erfolgten mit dem Programm SigmaPlot 12.0 (Systat Software). Als einheitliches Signifikanzniveau wurde  $p < 0,05$  akzeptiert.

## Ergebnisse

### *Die Flora der Naturwaldreservate und ihr Anteil an gebietsfremden Arten*

Die untersuchten NWR verteilen sich auf acht Wuchsgebiete in Rheinland-Pfalz mit Höhenlagen zwischen 98 (Rhein-Main-Ebene) und 800 m ü. NN (Hunsrück, Abb. 1, Tab. 1). Die geographische Lage der unterschiedlichen NWR in den verschiedenen Wuchsgebieten und entlang eines Höhengradienten spiegelt sich auch in der floristischen Zusammensetzung wider. So zeigt sich an Hand der Gesamtflorenlisten eine deutliche Auftrennung der NWR anhand der Höhenlage und entsprechend der Temperatur- und Kontinentalitätszahl (Tab. 2). Die NWR des nördlichen ober-rheinischen Tieflandes, des Saar-Nahe-Berg- und Hügellandes, des Saar-Pfälzischen Muschelkalkgebiets und des Pfälzerwaldes zeichnen sich durch einen höheren Anteil an Wärmezeigern aus, während die übrigen NWR durch Mäßigwärmezeiger oder Kühlezeiger (besonders in den höhergelegenen NWR des Hunsrücks) geprägt sind. Zu den weiteren Standortsfaktoren, die die untersuchten NWR am stärksten differenzieren, gehören die Basen- und Nährstoffversorgung, indiziert durch die mittlere Reaktions- und Stickstoff-Zahl (Tab. 2). Basen- und nährstoffreich sind alle Auenwaldreservate, besonders basen- und nährstoffarm die Buchen- und Bruchwälder im Hoch- und Idarwald des Hunsrücks. Besonders reich an Säure- und Stickstoffmangelzeigern ist das NWR Palmbruch. Licht- und Feuchtezahl differenzieren die NWR weniger deutlich, da



die Unterschiede hier weniger durch die regionalen Eigenschaften der Wuchsgebiete als durch lokale Besonderheiten bestimmt werden (z. B. azonale Vegetationseinheiten mit Besonderheiten im Wasserhaushalt, Störungsereignisse, frühere Nutzung).

Zwischen der Flächengröße der NWR und der Gesamtartenzahl bzw. der Zahl an gebietsfremden Arten besteht eine positive Beziehung (Abb. 2). Der Anteil gebietsfremder Arten an der Gesamtflora der Reservate reicht von 1,1 bis 8,7 %. Besonders reich an gebietsfremden Arten sind die drei NWR in der Rheinaue (6,6-8,7 %), als größtes untersuchtes NWR das NWR Adelsberg-Lutzelhardt (8,2 %) sowie die NWR Rotenberghang (6,5 %) und Grünberg (5,3 %) in den ebenfalls wärmebegünstigten, tiefer gelegenen pfälzischen Wuchsgebieten. NWR mit Anteilen an gebietsfremden Arten von unter 2 % konzentrieren sich auf die höheren, meist bodensaurer und stickstoffarmen Standorte von Hunsrück und Eifel (z. B. Himbeerberg, Schwappelbruch, Langbruch, Gottlob, Eischeid). Arm an Neophyten ist aber auch das im Saar-Nahe-Berg- und Hügelland gelegene NWR Katzenbacherhang (1,8 %). Insgesamt ergibt sich daraus, dass der Anteil an gebietsfremden Arten sowohl absolut als auch prozentual vor allem mit der Kontinentalitätszahl positiv korreliert ist (Abb. 2).

Unter den 19 der bei den letzten Erhebungen gefundenen gebietsfremden Sippen fällt zunächst der hohe Anteil an Gehölzen auf (Tab. 2). *Abies grandis*, *Larix decidua*, *Larix kaempferi*, *Picea abies*, *Pinus strobus*, *Populus* hybr., *Prunus persica*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, *Thuja* spec. und *Tsuga* spec. stellen zwei Drittel aller nicht in Rheinland-Pfalz heimischen Arten und sind vorrangig Ausdruck des forstlichen Handelns. Besonders gilt dies für die beiden häufigsten Baumarten *Picea abies* (kein autochthones/natürliches Vorkommen in Rheinland-Pfalz) und *Pseudotsuga menziesii*, die in 16 bzw. 8 der 21 untersuchten NWR auftreten und die im Wirtschaftswald landesweit von großer Bedeutung sind. Deutlich geringer vertreten sind nicht-heimische Arten der Krautschicht: Am häufigsten fanden sich noch *Impatiens parviflora* (5 NWR), *Juncus tenuis* (3 NWR) und *Impatiens glandulifera* (ausschließlich in den 3 NWR der Rheinaue), alles Neophyten, die von BUTLER et al. (2017) in Rheinland-Pfalz als etabliert bzw. von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) in Deutschland als fest eingebürgert eingestuft wurden (Tab. 2).

### *Die Vegetation der Naturwaldreservate und ihr Anteil an gebietsfremden Arten*

#### *Naturwaldreservate im Quervergleich*

Die repräsentativen Vegetationsaufnahmen aus den 18 NWR, die auf ungezäunten Kernflächen, an Gitternetzpunkten oder Einzel-Dauerflächen aufgenommen wurden, zeigen für den jeweils letzten Aufnahmezeitpunkt im Vergleich zur Flora eine sehr viel weitere Spanne in der Beteiligung gebietsfremder Arten (Tab. 3). Neben Aufnahmeflächen in NWR, in denen Neophyten i. w. S. völlig fehlen (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Stelzenbach 2), weisen andere sowohl bezogen auf die Artenzahl und/oder auf den Deckungsgrad der Feldschicht Werte von über 10 % auf (Gimpelrhein, Adelsberg-Eiche- und -Nadelholz-dominiert, Grünberg, Tabener Urwald, Himbeerberg). Meist treten aber nur 1-3 gebietsfremde Arten in der Feldschicht auf, was im Mittel einem Anteil von 6 % an der Artenzahl und von 9 % am Deckungsgrad entspricht. Ebenso wie bei der Flora sind es vor allem die nicht-einheimischen Gehölzarten – insbesondere *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* –, die hier für die starken Unterschiede zwischen den NWR sorgen. Als krautige Neophyten wurden allein *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora* und *Solidago canadensis* in

den drei Kernflächen der NWR Gimpelrhein, Oberer Karlskopf und Tabener Urwald gefunden, erreichten aber auch hier im Mittel einen maximalen Deckungsgrad von nur 5 %.

Generell zeigte sich ein positiver Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl und der Zahl der Neophyten i. w. S. in den ungezäunten Dauerflächen ( $r = 0,582$ ,  $p = 0,007$ ). Die relativen Neophytenanteile waren jedoch nicht signifikant mit der Artenzahl oder der Deckungsgradsumme der Feldschicht korreliert. Zwischen der Gesamtartenzahl ( $r = -0,029$ ,  $p = 0,199$ ) bzw. dem Anteil der gebietsfremden Arten an der Artenzahl ( $r = -0,029$ ,  $p = 0,903$ ) und am Deckungsgrad ( $r = -0,090$ ,  $p = 0,708$ ) der Feldschicht und der Größe der Gesamtaufnahmefläche bestand ebenfalls kein signifikanter Zusammenhang. Mit zunehmendem Buchenanteil an der Baumschicht nahm sowohl die Zahl der Neophyten ( $r = -0,445$ ,  $p = 0,049$ ) als auch der Gefäßpflanzen insgesamt ( $r = -0,607$ ,  $p = 0,005$ ) ab, während sich die Zahl der Neophyten mit zunehmendem Nadelholzanteil erhöhte ( $r = 0,662$ ,  $p = 0,001$ ). Die starke Beteiligung von *Picea abies* in den höher gelegenen, meist dicht geschlossenen NWR von Hunsrück und Eifel bedingt auch die signifikant negativen Beziehungen zwischen dem Anteil an gebietsfremden Arten und der mittleren Temperatur- und Lichtzahl (Abb. 4). Mit zunehmender Temperaturzahl nahm ihr Anteil an der Artenzahl, mit zunehmender Lichtzahl der Anteil am Deckungsgrad ab. Alle übrigen strukturellen und standörtlichen Variablen (Tab. 3) zeigten keine signifikante Beziehung.

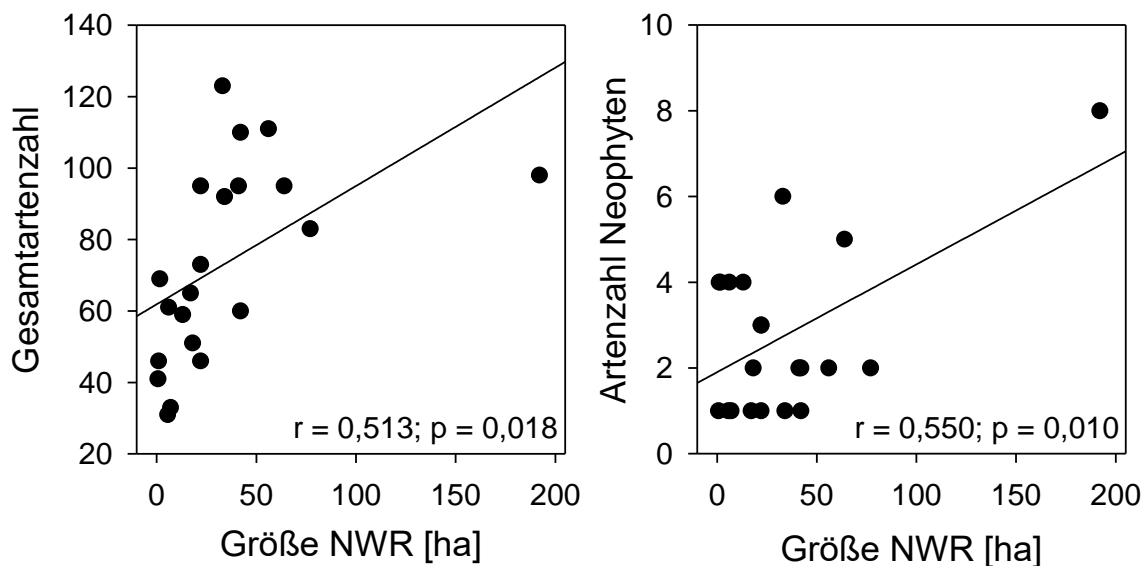


Abb. 2. Signifikante Beziehungen zwischen der Größe der NWR und der Gesamtartenzahlen sowie der Zahl an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.).

Fig. 2. Significant correlations between size of the SFNR and total species number as well as number of non-native vascular plant species (neophytes in the broader sense).

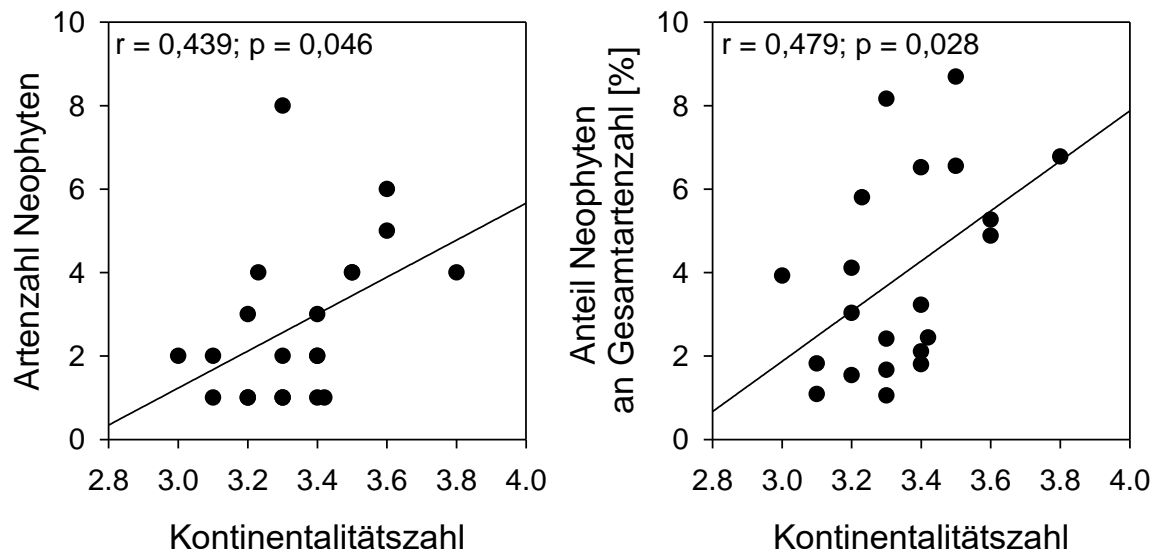


Abb. 3. Signifikante Beziehung zwischen der mittleren Kontinentalitätszahl (ermittelt anhand der Gesamtflorenliste der NWR) und der Zahl an gebietsfremden Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) sowie deren Anteil an der Gesamtartenzahl.

Fig. 3. Significant correlation between mean indicator value for continentality (based on the total floristic composition of the SFNR) and the number of non-native vascular plant species (neophytes in the broader sense) as well as their percentage of the total species richness.

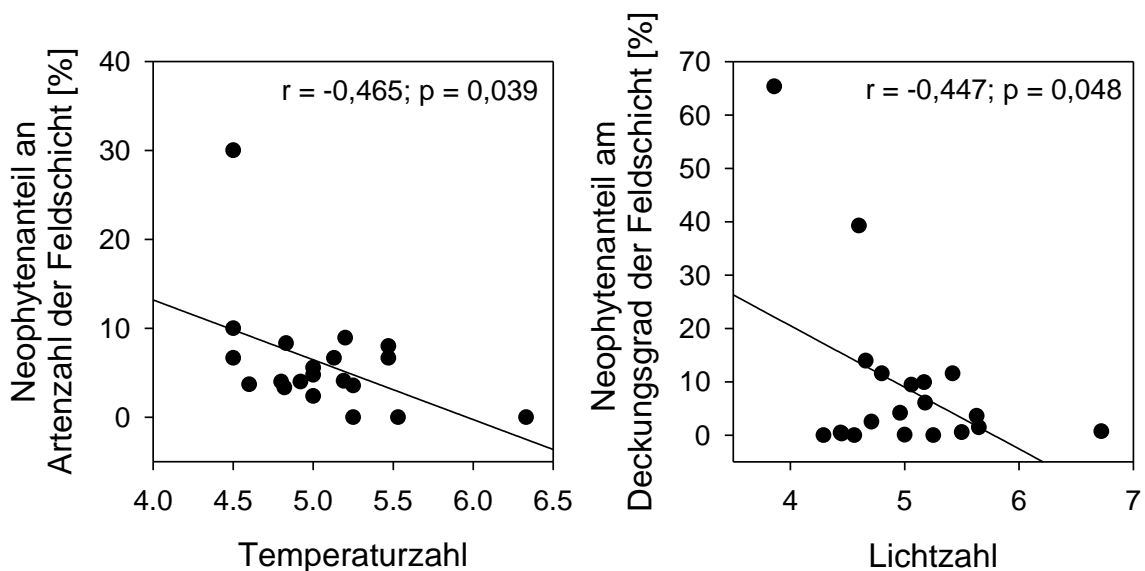


Abb. 4. Signifikante Beziehung der Anteile gebietsfremder Arten an der Artenzahl der Feldschicht und der mittleren Temperaturzahl (links) sowie ihr Anteil an der Deckungsgradsumme der Feldschicht (rechts) und der mittleren Lichtzahl (vergl. Tab. 4).

Fig. 4. Significant correlation between the percentage of non-native vascular plant species of species richness in the field layer and the indicator value for temperature (left) as well as the percentage of all non-native species of the accumulated coverage in the field layer and the indicator value for light (right, cf. Tab. 4).

## Zeitliche Veränderungen

Von fünf Naturwaldreservaten liegen Wiederholungserhebungen im Abstand von mindestens zehn Jahren vor, so dass sie eine Aussage über die zeitlichen Veränderungen im Arteninventar und in der Vegetation erlauben. Drei NWR (Adelsberg, Grünberg, Eselskopf) waren dabei in den letzten Jahrzehnten nicht von größeren Störungen betroffen, während die beiden NWR Rotenberghang und Himbeerberg erst nach dem Windwurf von 1990 ausgewiesen und aufgenommen wurden.

In den ungestörten NWR (Tab. 4) verlief die Entwicklung uneinheitlich. So nahm die Gesamtartenzahl in den NWR Adelsberg und Eselskopf zu, im NWR Grünberg ab. Der Anteil an gebietsfremden Arten blieb im NWR Adelsberg und Grünberg gleich, während er im NWR Eselskopf gegenüber der 1. Aufnahme deutlich anstieg. Während in den Gesamtflorenlisten neben den dominierenden gebietsfremden Gehölzarten vereinzelt auch immer wieder krautige Neophyten zu finden waren, waren in den Vegetationsaufnahmen der Kernflächen und Gitternetzpunkte ausschließlich Gehölze als gebietsfremde Arten vertreten. Auch hier verlief die Entwicklung uneinheitlich. In den NWR Adelsberg und Eselskopf zeigten sich keine wesentlichen Veränderungen in der Artenzahl der Neophyten und ihrem Anteil an der Feldschicht. Anders verhielt sich das NWR Grünberg: da hier sowohl innerhalb als auch außerhalb des Zaunes die Gesamtartenzahl von 2005 bis 2017 deutlich abnahm (von 13 bzw. 11 Arten auf nur 4 Arten/400 m<sup>2</sup>), die Zahl gebietsfremder Arten mit zwei aber konstant blieb, stieg ihr prozentualer Anteil stark an. In den beiden Douglasien-geprägten NWR Grünberg und Eselskopf ging der Deckungsgrad von *Pseudotsuga menziesii* in der Strauchschicht von 2005 bis 2017 stark zurück. Da dies aber im NWR Grünberg mit einer gleichzeitigen Zunahme von *Picea abies* in der Strauchschicht verbunden war, lag der Anteil an gebietsfremden Arten am Deckungsgrad mit 63 % bzw. 72 % vergleichbar hoch wie bei der 1. Aufnahme (56 % bzw. 64 %). Auch im NWR Eselskopf ging der Gesamtdeckungsgrad der Strauchschicht mit ursprünglich viel *Pseudotsuga menziesii* sehr stark zurück, aber ohne dass gleichzeitig *Picea abies* zunahm. Dementsprechend sank hier der Anteil gebietsfremder Arten am Deckungsgrad von 63 % (ohne Zaun) bzw. 50 % (mit Zaun) auf 4 % (ohne Zaun) bzw. 20 % (mit Zaun). Im Quervergleich aller drei NWR gab es einen signifikanten Anstieg vom 1. zum 2. Aufnahmejahr allein beim Neophyten-Anteil an der Artenzahl, wie bereits beim NWR Grünberg betont, vor allem beeinflusst durch einen Rückgang der Gesamtartenzahl bei gleichzeitig gleichbleibender Zahl an gebietsfremden Arten.

In den beiden von Windwurf stark gestörten NWR Rotenberghang und Himbeerberg nahm die Gesamtartenzahl von 1991/93 bis 2016 ab (Tab. 5). Im NWR Himbeerberg betraf dies auch die gebietsfremden Arten, während diese im NWR Rotenberghang im Zuge der Sukzession konstant blieben. Dementsprechend sank der Anteil gebietsfremder Arten im NWR Himbeerberg von fast 6 % auf weniger als 2 %, während er sich im NWR Rotenberghang auf Grund der Halbierung der Gesamtartenzahl von 3 % auf über 6 % verdoppelte. Aktuell finden sich in beiden NWR nur gebietsfremde Gehölzarten, während in den ersten Jahren nach dem Windwurf auch krautige Neophyten (*Erigeron annuus*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Solidago canadensis*) beobachtet wurden. In den Gesamtartenzahlen und Deckungsgraden der Strauch- und Krautschicht der beiden NWR spiegelt sich die hohe Dynamik in den Kernflächen und Dauerflächen nach dem Windwurf deutlich wider. Unabhängig, ob gezäunt oder ungezäunt haben Gesamtartenzahl und Deckungsgrad stark abgenommen, insbesondere im Zeitraum zwischen 2002 (2. Aufnahme) und 2016 (3. Aufnahme). Insgesamt traten nur drei gebietsfremde Arten auf, wobei *Impatiens parviflora*

(Himbeerberg) und *Larix decidua* (Rotenberghang) nur in den ersten beiden Aufnahmezeiträumen (bis 2002) notiert wurden, während 2016 als gebietsfremde Art allein *Picea abies* noch in den Windwurf-Dauerflächen der beiden NWR vertreten war. In Verbindung mit dem starken Rückgang in den Gesamtartenzahlen und dem Deckungsgrad sorgte dies dafür, dass der Anteil der gebietsfremden Arten 26 Jahre nach dem Sturm zwischen 0 und 20 % (Artenzahl) bzw. 0 und 24 % (Deckungsgrad) schwankte.

#### *Einfluss des Schalenwildes auf den Anteil gebietsfremder Arten*

Elf der untersuchten NWR besitzen Kernflächen-Teile oder Einzel-Dauerflächen, die seit mindestens einem Jahrzehnt gezäunt sind. Im Vergleich mit den ungezäunten Kontrollflächen lässt sich an ihnen der Einfluss des Schalenwild-Verbisses auf die Vegetation aufzeigen (Tab. 6). Bei den Artenzahlen für die Feldschicht zeigte sich über alle Vergleichspaare kein signifikanter Unterschied. Im Zaun signifikant höher ist dagegen der mittlere Deckungsgrad, wofür vorrangig die dort verstärkt auftretende Gehölzverjüngung in Strauchschichthöhe verantwortlich ist. Bei den gebietsfremden Arten (ausschließlich Gehölze) liegt der Anteil nicht-heimischer Arten in den gezäunten Flächen etwas höher als außerhalb der Zäune, was in erster Linie auf die signifikant höhere Stetigkeit und den (nicht signifikant) höheren Deckungsgrad von *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* im Zaun zurückzuführen ist und besonders für die Douglasien-dominierten NWR Grünberg und Eselskopf sowie das Buchen-dominierte NWR Gottlob zutrifft. Nach vier bzw. sechs Jahren Zäunung ergaben die Weiserflächenpaare in den von starken Störungen betroffenen NWR Langbruch (Kahlschlag mit Entfernung standortsfremder Baumarten, Wiedervernässung) und Gebück (Windwurf, Borkenkäferbefall) bisher keinen Unterschied in der Zahl und dem Deckungsgrad gebietsfremder Arten mit und ohne Schalenwild-Einfluss (Tab. 6).

#### *Einfluss der Bewirtschaftung auf den Anteil gebietsfremder Arten*

Der direkte floristische Vergleich von fünf unbewirtschafteten NWR mit bewirtschafteten Vergleichsbeständen ergab – unter Berücksichtigung der meist geringeren Größe der bewirtschafteten Fläche – eine höhere Gesamtartenzahl im Wirtschaftswald (Tab. 7). Der Anteil gebietsfremder Arten war im unbewirtschafteten Wald durchgehend niedriger als im bewirtschafteten Wald, wo maximal 7 % der Gefäßpflanzenflora nicht-heimisch war. Auffallend ist, dass im Wirtschaftswald die krautigen Neophyten mit *Epilobium ciliatum*, *Impatiens parviflora*, *Juncus tenuis*, *Oxalis stricta* und *Senecio inaequidens* stärker vertreten waren als die sonst häufigeren gebietsfremden Gehölzarten (*Larix decidua*, *Picea abies*, *Prunus serotina*, *Pseudotsuga menziesii*).

Im vegetationskundlichen Vergleich zeichneten sich die Aufnahmeflächen im Wirtschaftswald durch einen signifikant höheren Artenreichtum und Deckungsgrad in der Feldschicht aus. In der absoluten Zahl waren die gebietsfremden Arten zwar im Wirtschaftswald mehr als doppelt so häufig vertreten wie im Nichtwirtschaftswald, prozentual ergab sich durch die höhere Gesamtartenzahl im Wirtschaftswald jedoch ebenso kein Unterschied wie auch bei ihrem Anteil am Deckungsgrad. Als krautiger Neophyt wurde allein *Impatiens parviflora* in den Aufnahmeflächen des Wirtschaftswaldes der NWR Katzenbacherhang und Rotenberghang notiert, ansonsten waren mit *Larix decidua*, *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* nur die in Rheinland-Pfalz häufigsten gebietsfremden Gehölze in NWR und Wirtschaftswald gleichermaßen stark vertreten.

Tabelle 4. Veränderungen in der Gesamtflora sowie der mittleren Artenzahlen und Deckungsgradsummen pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) in den NWR Adelsberg, Grünberg und Eselskopf. Die Kernfläche (KF) im NWR Adelsberg wurde in den Jahren 2000 und 2016, die Gitternetzpunkte (GNP) mit dominierender Buche (Bu), Eiche (Ei) und Nadelholz (NH) wurden 2006 und 2016 vegetationskundlich aufgenommen. In den KF der NWR Eselskopf und Grünberg erfolgten die Aufnahmen 2005 und 2017. (Z): mit Zaun, (oZ): ohne Zaun. Mit Hilfe eines Wilcoxon-Rangsummen-Tests wurden Unterschiede zwischen 1. und 2. Aufnahme sowohl innerhalb der NWR als auch in Form eines Quervergleichs über die verschiedenen Flächenvarianten der NWR hinweg statistisch geprüft. Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 4. Changes in total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR Adelsberg, Grünberg and Eselskopf. The core area (KF) of the SFNR Adelsberg was observed in 2000 and 2016, the grid points (GNP) with dominance of beech (Bu), oak (Ei) or conifers (NH) were observed in 2006 and 2016. In the core areas of the SFNR Eselskopf and Grünberg the surveys were done in 2005 and 2017. (Z): fenced, (oZ): unfenced. To find statistically significant differences between first and second survey within each single SFNR and as a cross-comparison between the different types of investigation area of each SFNR a Wilcoxon signed-rank test was applied. Significant higher values are printed in bold. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Adelsberg				Grünberg		Eselskopf			
<b>Gesamtflora</b>										
Untersuchungsjahr	2000	2006	2016		2005	2017	2005	2017		
Gesamtartenzahl	73	68	98		122	95	111	123		
Gebietsfremde Arten (n)	6	4	8		7	5	1	6		
Gebietsfremde Arten (%)	8,2	5,9	8,2		5,7	5,3	0,9	4,9		
<b>Vegetation</b>									<b>Quervergleich</b>	
<b>Flächenvariante</b>		<b>GNP</b>	<b>GNP</b>	<b>GNP</b>						
	<b>KF (Z)</b>	<b>Bu (oZ)</b>	<b>Ei (oZ)</b>	<b>NH (oZ)</b>	<b>KF (oZ)<sup>a</sup></b>	<b>KF (Z)</b>	<b>KF (oZ)<sup>b</sup></b>	<b>KF (Z)</b>	<b>MW</b>	<b>SD</b>
Aufnahmeflächengröße [m²]	400	314	314	314	400	400	400	400		
Zahl der Aufnahmeflächen (n)	29	43	28	23	4/8	16	2/8	14		
<b>Artenzahl (FS)</b>										
1. Aufnahme (2000-06)	9,0	3,9	6,8	9,7	<b>13,3</b>	<b>11,1</b>	18,0	<b>19,4</b>	11,4	5,3
2. Aufnahme (2016/17)	8,0	3,8	6,9	10,2	4,4	4,0	18,4	12,6	8,5	5,1
<b>Gebietsfremde Arten (n)</b>										
1. Aufnahme (2000-06)	0,03	0,2	0,4	1,1	2,3	2,2	1,0	1,6	1,1	0,9
2. Aufnahme (2016/17)	0,1	0,2	0,5	1,1	2,1	2,1	1,0	1,4	1,1	0,8
<b>Anteil gebietsfremde Arten [%]</b>										
1. Aufnahme (2000-06)	0,2	3,1	5,0	11,0	20,1	26,1	6,0	9,8	10,2	8,8
2. Aufnahme (2016/17)	0,9	3,7	6,2	12,4	<b>49,6</b>	<b>55,6</b>	5,1	11,5	<b>18,1</b>	21,7
<b>Deckungsgrad (FS)</b>										
<b>Deckungsgradsumme [D° %]</b>										
1. Aufnahme (2000-06)	18,1	6,2	10,1	13,0	27,9	<b>31,7</b>	53,0	<b>50,8</b>	26,4	18,0
2. Aufnahme (2016/17)	26,6	6,7	<b>14,6</b>	<b>14,5</b>	15,9	22,4	19,4	21,2	17,7	6,1
<b>Anteil gebietsfremde Arten [%]</b>										
1. Aufnahme (2000-06)	0,1	0,7	5,1	10,2	55,6	63,8	63,0	<b>49,8</b>	31,0	29,4
2. Aufnahme (2016/17)	0,5	0,9	7,9	11,1	63,4	<b>72,4</b>	4,3	20,2	22,6	28,8

<sup>a</sup> nicht-paarweiser Test innerhalb der Flächenvariante des NWR, da bei der Erstaufnahme weniger und z.T. andere Untersuchungsflächen berücksichtigt wurden.

<sup>b</sup> kein statistischer Vergleich innerhalb der Flächenvariante des NWR, da bei der Erstaufnahme nur zwei 400 m²-Flächen erfasst wurden.

Tabelle 5. Veränderungen in der Gesamtflora sowie der mittleren Artenzahlen und Deckungsgradsummen pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) in den NWR Rotenberghang und Himbeerberg, die im Jahr 1990 stark durch Windwurf gestört wurden. Die Gesamtflora wurde nur 1991/93/95 und 2016 erfasst, Vegetationsaufnahmen erfolgten 1991/93, 2002 und 2016. Innerhalb der Flächenvarianten der NWR wurden die Aufnahmezeiträume mit Hilfe eines Wilcoxon-Rangsummen-Tests im NWR Rotenberghang bzw. eines Mann-Whitney-U-Test im NWR Himbeerberg verglichen. Unterschiedliche Buchstaben markieren signifikante Unterschiede zwischen den Aufnahmezeiträumen. Aufgrund der geringen Zahl an Flächenvarianten wurde auf einen statistischen Quervergleich verzichtet. KF: Kernfläche, DF: Einzel-Dauerflächen, (oZ): ohne Zaun, (Z): mit Zaun. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 5. Changes in total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR Rotenberghang and Himbeerberg, both were strongly disturbed by windthrow in the year 1990. The total floristic composition was surveyed only in the years 1991/93/95 and 2016, vegetation relevés were conducted in the years 1991/93, 2002 and 2016. To find statistically significant differences between the time of investigation within the area types for the SFNR Rotenberghang the Wilcoxon signed-rank test and for SFNR Himbeerberg the Mann-Whitney U-test was applied. Different letters are given for significant differences between the years of investigation. Due to the low number of area types a cross-comparison for the observed types was not done. KF: core area, DF: single permanent plot, (oZ): unfenced, (Z): fenced. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Rotenberghang		Himbeerberg			
<b>Gesamtflora</b>						
Untersuchungsjahr	1991/92	2016	1993	1995	2016	
Gesamtartenzahl	95	46	72	88	60	
Gebietsfremde Arten (n)	3	3	4	4	1	
Gebietsfremde Arten (%)	3,2	6,5	5,6	4,5	1,7	
<b>Vegetation</b>						<b>Quervergleich</b>
<b>Flächenvariante</b>	<b>KF (oZ)</b>	<b>KF (Z)</b>	<b>DF (oZ)</b>	<b>DF (Z)</b>		
Aufnahme­flächengröße [m²]	100	100	100	100		
Zahl der Aufnahme­flächen (n)	10	15	20	7		
<b>Artenzahl</b>						
Artenzahlen (FS)						
1991/93	17,7a	19,4a	18,5a	26,6a	20,6	4,1
2002	8,5a	14,3a	15,4a	16,3ab	13,6	3,5
2016	1,7b	3,3b	2,0b	5,1b	3,0	1,5
Gebietsfremde Arten (n)						
1991/93	0,7a	0,9a	1,1a	0,6	0,8	0,2
2002	0,5a	1,0a	0,9a	0,9	0,8	0,2
2016	0b	0,2b	0,4b	0,7	0,3	0,3
Anteil gebietsfremde Arten [%]						
1991/93	4,2	5,2ab	7,9	2,5	5,0	2,3
2002	4,5	8,1a	9,9	5,1	6,9	2,5
2016	0	4,1b	19,2	13,9	9,3	8,8
<b>Deckungsgrad (FS)</b>						
Deckungsgradsumme [D° %]						
1991/93	107,9	67,4a	167,5a	199,6a	135,6	59,3
2002	52,8	87,8a	108,3a	94,7a	85,9	23,7
2016	1,3	6,3b	8,2b	6,1b	5,5	2,9
Anteil gebietsfremde Arten [%]						
1991/93	1,4	0,3	11,9	0,2	3,5	5,7
2002	0,7	1,1	8,4	0,9	2,8	3,8
2016	0	3,9	22,4	23,6	12,5	12,3

Tabelle 6. Einfluss des Schalenwildes auf die mittlere Artenzahl und Deckungsgradsumme pro Aufnahme­fläche der Feldschicht (FS) durch den Vergleich von Vegetationsaufnahmen in ungezäunten (oZ) und gezäunten (Z) Dauer­flächen (KF: Kernfläche, DF: Einzel-Dauerflächen, WG: Weisergatterpaare). Die Zäunungsvarianten der Kern­flächen- und Einzel-Dauerflächen wurden sowohl innerhalb der NWR (Mann-Whitney-U-Test) als auch in Form eines Quervergleichs über alle NWR hinweg (Wilcoxon-Rangsummen-Test) statistisch geprüft ( $p < 0,05$ ). Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. Die NWR Gebück (Sukzession nach Windwurf und Borkenkäfer) und Langbruch (Sukzession nach Wiedervernässung und Entfernen gebietsfremder Baumarten) mit ihren Weisergatterpaaren wurden im statistischen Quervergleich nicht berücksichtigt, da diese Flächen im Vergleich zu den anderen NWR durch eine Sukzession nach einer größeren Störung gekennzeichnet sind und eine erst relativ geringe Zäunungsdauer vorliegt. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 6. Comparison of vegetation relevés in unfenced (oZ) and fenced (Z) permanent plots (KF: core area, DF: single permanent plot, WG: small pairs of control-exclusion fenced plots) to assess the impact of deer browsing on mean species numbers and coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer). To find statistically significant differences between fenced and unfenced plots of the core area and single long-term plots within each SFNR the Mann-Whitney U-test and for cross-comparison between all SFNR the Wilcoxon signed-rank test was applied ( $p < 0,05$ ). Significant higher values are printed in bold. The SFNR Gebück (succession after windthrow and bark beetle attack) and Langbruch (succession after removal of drainage and logging of dominating non-native tree species) with small pairs of control-exclusion fenced plots were not included in the cross-comparison, since in comparison to the other SFNR a relative short period of fencing and a high influence of the ongoing succession after disturbance is only characteristic for them. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

		Aufnahmeflächen				Artenzahl						Deckungsgrad			
		Flächen- größe	Flächen- zahl (n)	Jahre mit		Mittlere AZ		Gebietsfremde Arten (n)		Gebietsfremde Arten (%)		Deckungsgrad- summe		Gebietsfremde Arten (%)	
Zäunungsvariante		(m²)	oZ	Z	Zaun	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z	oZ	Z
Katzenbacherhang	KF	400	5	11	39	17,0	30,2	0	0	0	0	29,8	115,7	0	0
Rotenberghang	KF	100	10	15	25	1,7	3,3	0	0,2	0	4,1	1,3	6,3	0	3,9
Grünberg	KF	400	8	16	16	4,4	3,9	2,1	2,1	49,6	55,2	15,9	19,9	63,4	72,7
Himbeerberg	DF	100	20	7	25	2,0	5,1	0,4	0,7	19,2	13,9	8,2	6,1	22,4	23,6
Gebück	KF	400	13	17	11	5,3	9,8	0,8	0,9	16,7	11,2	2,7	20,9	11,3	7,3
Gottlob	KF	400	9	9	31	15,0	12,0	0,8	1,0	5,0	8,5	46,3	85,9	1,3	26,9
Springenkopf	KF	400	11	11	31	9,4	10,2	0,5	0,9	5,4	9,1	31,0	27,5	0,5	14,0
Stelzenbach 1	KF	400	9	14	15	3,0	2,9	0,2	0,9	5,9	34,2	56,9	76,7	0,2	1,3
Stelzenbach 2	KF	400	12	13	15	3,5	5,4	0	0	0	0	8,7	4,0	0	0
Eselskopf	KF	400	8	14	15	18,4	12,6	1,0	1,4	5,1	11,5	19,4	21,2	4,3	20,2
Eischeid	KF	400	8	17	29	10,6	9,9	0,6	0,5	6,1	4,6	10,5	11,5	6,2	2,0
Etscheid	KF	400	13	16	11	16,6	14,8	0,4	1,4	1,9	10,1	49,8	71,0	0,5	1,6
Quervergleich MW						8,9	10,0	0,6a	0,8b	9,6	13,5	23,4a	38,9b	9,2	14,5
Quervergleich SD						6,4	7,5	0,6	0,6	14,0	15,9	19,2	37,9	18,3	20,8
Gebück	WG	144	11	11	6	17,5	15,8	0,8	1,4	6,4	9,1	92,6	98,5	11,8	14,3
Langbruch	WG	144	10	10	4	24,1	23,6	1,0	0,8	4,0	3,3	116,5	113,7	0,6	2,2



Tabelle 7. Die Gesamtflora sowie die mittlere Artenzahl und Deckungsgradsumme pro Aufnahme­fläche der Feld­schicht (FS) der NWR mit benachbarten Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (WW). Beim NWR Springenkopf wurde die bewirtschaftete Vergleichsfläche außerhalb der Vegetationsaufnahme­flächen nicht floristisch erfasst. Die Bewirtschaftungsvarianten wurden sowohl innerhalb der NWR (Mann-Whitney-U-Test) als auch über die NWR hinweg in Form eines Quervergleichs (Wilcoxon-Rangsummen-Test) statistisch geprüft ( $p < 0,05$ ). Signifikant höhere Werte sind fett hervorgehoben. MW: Mittelwert, SD: Standardabweichung des Mittelwerts.

Table 7. Total floristic composition as well as mean species numbers and accumulated coverage per plot of the field layer (FS = herb + shrub layer) for the SFNR with close-by investigation plots in still managed forests (WW). For the still managed reference area of the SFNR Springenkopf the total floristic composition was not recorded. To find statistically significant differences between unmanaged and managed areas within each SFNR the Mann-Whitney U-test and for cross-comparison between all SFNR the Wilcoxon signed-rank test was applied ( $p < 0,05$ ). Significant higher values are printed in bold. MW: mean, SD: standard deviation of the mean.

	Katzenbacherhang		Rotenberg-hang		Himbeer-berg		Springen-kopf		Stelzen-bach		Eischeid			
Bewirtschaftungs-variante	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW	NWR	WW		
Jahre ohne Bewirtschaftung	17-39	0	25	0	25	0	31	0	19	0	16-29	0		
Gesamtflora														
Größe (ha)	56	18	22	17	42	19,3	18		77	6,3	34	~34		
Gesamtartenzahl	111	104	46	58	60	84	51		83	83	92	116		
Gebietsfremde Arten (n)	2	2	3	4	1	6	2		2	4	1	3		
Gebietsfremde Arten (%)	1,8	1,9	6,5	6,9	1,7	7,1	3,9		2,4	4,8	1,1	2,6		
Vegetation (FS)													Quervergleich	
Aufnahmeflächengröße [m <sup>2</sup> ]	400	400	100	100	100	100	400	400	400	400	400	400	NWR	WW
Zahl der Aufnahme­flächen (n)	5	12	10	18	20	18	5	5	12	16	8	15	MW	SD
Artenzahl														
Gesamtartenzahl (n)	17,0	<b>32,5</b>	1,7	<b>9,0</b>	2,2	<b>11,2</b>	3,4	<b>9,0</b>	3,7	<b>9,8</b>	10,6	<b>33,9</b>	6,4	6,1
Gebietsfremde Arten (n)	0	<b>1,0</b>	0	<b>0,4</b>	0,4	0,9	0,6	1,0	0	0,1	0,6	<b>1,6</b>	0,3	0,3
Anteil gebietsfremde Arten [%]	0	<b>3,2</b>	0	<b>8,8</b>	19,2	9,3	18,7	12,0	0	0,7	6,1	4,8	7,3	9,3
Deckungsgrad														
Deckungsgradsumme [%]	29,8	<b>87,5</b>	0,7	<b>34,2</b>	7,5	<b>37,7</b>	2,7	3,2	8,7	<b>34,5</b>	10,5	<b>104,4</b>	10,0	10,4
Anteil gebietsfremde Arten [%]	0	<b>8,2</b>	0	<b>8,1</b>	21,7	0,9	12,0	20,5	0	0,1	2,9	0,9	6,1	8,9
													6,5	7,8

## Diskussion

Die floristischen und vegetationskundlichen Ergebnisse aus den NWR Rheinland-Pfalz zeigen deutlich, dass gebietsfremde Arten in naturnahen Wäldern eine geringe Rolle spielen. Maximal 8,7 % (im Mittel 3,9 %) der Gefäßpflanzenflora der 21 untersuchten Reservate entfällt auf nicht-einheimische Arten. Basen- und stickstoffreiche Standorte der Tieflagen (wie etwa in den Rheinauen), an nicht-einheimischen Nadelholzarten reiche (Grünberg, Eselskopf), durch Windwurf (Rotenberg-hang) oder heute noch durch viele Wege gestörte NWR (Adelsberg-Lutzelhardt) weisen dabei mit einem Anteil von mehr als 5 % darauf hin, unter welchen Lebensbedingungen Neophyten besonders erfolgreich sind. Bodensaure, oligotrophe Wälder der Hochlagen von Hunsrück, Westerwald und Eifel, in denen die Buche von Natur aus dominiert, sind dagegen deutlich ärmer an gebietsfremden Arten, insbesondere dann, wenn sie vor ihrer Ausweisung als NWR nicht bereits durch gebietsfremde Nadelholzarten forstlich verändert wurden.

Der geringe Anteil von Neophyten in naturnahen Wäldern entspricht auch den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Für das niedersächsische Berg- und Hügelland ergibt sich nach GARVE (2004) für die Gefäßpflanzenflora ein Neophytenanteil von 23,3 %. Im zentralen, walddreichen Solling mit seinen oligotrophen Standorten und häufigen Buchenbeständen beträgt er dagegen nur 11,1 % (SCHMIDT et al. 2008). In einem ausschließlich von naturnahen Laubwaldgesellschaften auf Kalk geprägten Teil des Göttinger Waldes entfielen nur 5,3 % der Gefäßpflanzenarten auf Neophyten (SCHMIDT & HEINRICHS 2017). In 17 NWR in Niedersachsen und Nordhessen lag der Neophyten-Anteil an der Gefäßpflanzenflora bei 7,3 %, im zentralen Teil der NWR (ohne randliche Störungszonen) bei maximal 3,3 % (SCHMIDT 2012). In bayerischen NWR waren von 563 Arten in der Krautschicht (1.618 Aufnahmen) nur 14 (2,5 %) Neophyten, im Wirtschaftswald wurden 25 neophytische Arten (4,1 %) in der Baum-, Strauch- und Krautschicht von 372 BZE-Aufnahmen gefunden (WINTER et al. 2009). ZERBE & WIRTH (2006) fanden bei der Auswertung von ca. 2.300 Vegetationsaufnahmen in bodensauren Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes unter den insgesamt 362 Taxa nur 11 nicht einheimische Gefäßpflanzenarten (3 %). Unter den im europäischen Vegetationsarchiv gespeicherten 83.396 Wald-Vegetationsaufnahmen waren 386 (7 %) aller gelisteten Gefäßpflanzenarten gebietsfremd (WAGNER et al. 2017). Besonders stark beteiligt waren dabei unter den Lebensformen Gehölze (39 %), wie auch im Solling (SCHMIDT et al. 2008), im Göttinger Wald (SCHMIDT & HEINRICHS 2017), in den nordrhein-westfälischen (HEINRICHS et al. 2011), niedersächsischen, nordhessischen (SCHMIDT 2012) und rheinland-pfälzischen NWR. Unter den Waldgesellschaften sind europaweit Auenwälder besonders reich, Bruchwälder besonders arm an Neophyten, auch dies wird auf lokaler Ebene durch die Ergebnisse aus Rheinland-Pfalz bestätigt. Invasive Neophyten, d. h. Arten mit der Tendenz zu hohen Deckungsgraden und dem Verdrängen einheimischer Arten wie z. B. *Impatiens glandulifera* (NEHRING et al. 2013), wurden nur in Bereichen mit hoher Dynamik notiert. In den NWR der Rheinauen von Rheinland-Pfalz bildete *I. glandulifera* Dominanzbestände häufig entlang von Waldwegen, auf Freiflächen mit häufigen Überflutungen oder unter Pappelbeständen, allerdings ohne einheimische Arten zu verdrängen (VOR & SCHMIDT 2008).

Betrachtet man die Vegetationsaufnahmen, so liegt der Anteil gebietsfremder Arten mit im Mittel 6 % an der Artenzahl und 9 % am Deckungsgrad höher als an der Gesamtflora der NWR, ist aber immer noch unterdurchschnittlich im Vergleich zu Offenlandgesellschaften mit starkem menschlichen Einfluss und hoher Störungsintensität (BRANDES & GRIESE 1991, MASKELL et al. 2006, PYŠEK et al. 2009, SCHMIDT et al. 2009). Auffallend ist dabei die weite Spanne: neben NWR ohne Neophyten (Katzenbacherhang, Rotenberghang, Stelzenbach 2) gibt es NWR, in denen gebietsfremde Arten mit bis zu 30 % an der Artenzahl und bis zu 65 % am Deckungsgrad der Strauch- und Krautschicht beteiligt sind, wie z. B. das Douglasien- und Fichten-reiche NWR Grünberg. In Buchen-NWR Nordrhein-Westfalens erreichte der Neophyten-Anteil an der Artenzahl und dem Deckungsgrad dagegen jeweils nur maximal 7 % (HEINRICHS et al. 2011). Mit im Mittel weniger als 3 % an der Artenzahl und am Deckungsgrad war der Neophyten-Anteil in den meisten der von SCHMIDT (2012) untersuchten NWR in Niedersachsen und Nordhessen ebenfalls deutlich geringer als in Rheinland-Pfalz. Für diese Unterschiede zu den rheinland-pfälzischen NWR sind verschiedene Gründe verantwortlich: 1. In Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Nordhessen wurden überwiegend nur NWR mit relativ naturnaher Vegetation ausgewiesen und untersucht, d. h. es fehlen in den Buchenwaldgebieten u. a. NWR mit einer hohen Beteiligung nicht-heimischer Nadelholzarten. 2. *Picea abies* wird auf Grund ihres natürlichen Vorkommens im

Harz und Harzvorland für das niedersächsische Berg- und Hügelland als indigen (einheimisch) eingestuft (GARVE 2004). Viele der untersuchten NWR liegen aber außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets von *Picea abies* (z. B. Solling, SCHMIDT et al. 2008), gleichwohl wurde das dortige Auftreten als einheimisch gewertet. In Nordrhein-Westfalen wurde *P. abies* dagegen ebenso wie in Rheinland-Pfalz als gebietsfremd (neophytisch) eingestuft, da es dort kein autochthones Vorkommen gibt. 3. Die Untersuchungen berücksichtigten nur die Neophyten in der Krautschicht, nicht auch die gebietsfremden Gehölze in der Strauchschicht. Gerade diese spielen aber in einzelnen rheinland-pfälzischen NWR (z. B. Grünberg, Himbeerberg) eine große Rolle.

Die starke Beteiligung von *Picea abies* in den NWR von Rheinland-Pfalz trägt auch wesentlich zu einigen Unterschieden zu den Ergebnissen aus bayerischen Wirtschaftswäldern bei (WINTER et al. 2009). Ohne die in Bayern autochthone *P. abies* erreichten Neophyten auch in den regelmäßig gestörten Buchenwäldern im Mittel weniger als 3 % Deckungsgrad. Mesotrophe Buchenwälder (*Galio-Fagetum*) waren dabei ärmer an Neophyten als oligotrophe, bodensaure Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*). Der Deckungsgrad der Neophyten stieg bis zu einer Mitteltemperatur von 8,5 °C an und nahm danach wieder ab – auch hier ein deutlicher Unterschied zu den Ergebnissen aus den NWR von Rheinland-Pfalz mit einer negativen Beziehung zwischen der mittleren Temperaturzahl und der Zahl an gebietsfremden Arten, der durch die starke Beteiligung von *P. abies* als Kühlezeiger wesentlich mit beeinflusst sein dürfte.

### *Zeitliche Veränderungen*

Seit mehr als zwei Jahrhunderten wird eine stetige Zunahme von Neophyten in Europa beobachtet, mit einem exponentiellen Anstieg in der Mitte des 19. Jahrhunderts und einer gewissen Verlangsamung seit 1970 (PYŠEK et al. 2009). Untersuchungen von SCHMIDT et al. (2008), HÉDL et al. (2010), HEINRICHS et al. (2012, 2014), SCHMIDT (2012), JANTSCH et al. (2013), SCHMIDT & HEINRICHS (2015, 2017) zeigen an Hand von floristischen Inventuren und Vegetationsaufnahmen im Abstand von bis zu fünf Jahrzehnten, dass auch der Anteil an Neophyten in mitteleuropäischen Wäldern zugenommen hat. Für die drei in Rheinland-Pfalz mit Wiederholungsinventuren ausgestatteten NWR in der Optimalphase ergibt sich aber ebenso wie für die von HEINRICHS et al. (2011) untersuchten nordrhein-westfälischen Buchen-NWR dazu kein entsprechend klares Bild. Dies gilt auch für die beiden durch Windwurf gestörten NWR Rotenberghang und Himbeerberg, die sich in der Entwicklung des Anteils an gebietsfremden Arten konträr verhalten. Möglicherweise trägt zu diesem widersprüchlichen Bild vor allem die bisher geringe Beteiligung von *Impatiens parviflora* in den rheinland-pfälzischen NWR bei, die europaweit der erfolgreichste Neophyt in Wäldern ist (WAGNER et al. 2017). Im Gegensatz zum niedersächsischen und nordrhein-westfälischen Mittelgebirge, wo *I. parviflora* inzwischen als einziger Neophyt fester Bestandteil der Krautschicht sowohl der nichtbewirtschafteten Naturwälder als auch der Wirtschaftswälder ist (SCHMIDT et al. 2008, HEINRICHS et al. 2011, 2012, SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2015, 2017), ist diese einjährige Art in den NWR von Rheinland-Pfalz dagegen immer noch eher selten zu finden. Nach Störungen kann sich *I. parviflora* auch in NWR rasch ausbreiten, wie z. B. im niedersächsischen NWR Königsbuche, wo ein Jahr nach einem Sommerorkan in den aufgelichteten Beständen der Neophyten-Anteil fast 9 % an der Artenzahl und 34 % am Deckungsgrad erreichte, 12 Jahre später aber bereits wieder auf 6 % gesunken war, woran *I. parviflora* entscheidend beteiligt war (SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2012).

### *Einfluss des Schalenwildes*

HÉDL et al. (2010) beobachteten beim Übergang von der Mittel- zur Hochwaldwirtschaft in thermophilen Eichenwäldern, dass gleichzeitig hohe Schalenwildsdichten auch die Ausbreitung von Neophyten förderten. In den Buchen-NWR in Nordrhein-Westfalen war dagegen im Vergleich gezäunter und ungezäunter Flächen ein Einfluss des Schalenwildes auf den Anteil gebietsfremder Arten an Artenzahl und Deckungsgrad nicht vorhanden. Dies gilt auch für die neophytischen Baumarten, die hier allerdings nur geringe Deckungsgrade erreichten. Es waren vor allem einheimische Arten wie *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior* und *Sorbus aucuparia*, die sich im Zaun bis in Strauchschichthöhe besser entwickelten als außerhalb des Zaunes. Durch Wildverbiss und ohne waldbauliche Steuerung (d. h. auch bei fehlender Bewirtschaftung) blieb daher häufig allein *Fagus sylvatica* als einzige Baumart in der Verjüngung übrig (HEINRICHS et al. 2011, HEINRICHS & SCHMIDT 2013). In den untersuchten NWR in Rheinland-Pfalz zeigt sich im langfristigen Vergleich bei insgesamt hoher Schalenwildsdichte (SCHMIDT & HEINRICHS 2016) nur ein geringer Einfluss auf den Anteil gebietsfremder Arten, indem diese im Zaun etwas stärker vertreten waren als außerhalb. Als wichtigste gebietsfremde Baumart in den NWR von Rheinland-Pfalz wird *Picea abies* in der Verjüngung ähnlich verbissensempfindlich wie *Fagus sylvatica* eingestuft (GILL 2006, MANN 2009, HESSENMÖLLER et al. 2011, AMMER & VOR 2013). Im direkten Vergleich von Buche und Fichte fand MANN (2009) im Nationalpark Harz, dass in Buchenwäldern die Fichte, in Fichtenwäldern (in der Buchenstufe) die Buche in der Naturverjüngung die jeweils stärker verbissenen Baumarten waren. Diesem Ergebnis entspricht auch die Beobachtung in den NWR von Niedersachsen und Rheinland-Pfalz (HEINRICHS & SCHMIDT 2013, SCHMIDT & HEINRICHS 2016): im Zaun der überwiegend Buchen-dominierten Vergleichsflächenpaare war *Picea abies* stärker vertreten als außerhalb der Zäune, gleichzeitig erhöhte sich aber der Deckungsgrad der Feldschicht innerhalb der Zäune proportional noch stärker, so dass der Anteil gebietsfremder Arten insgesamt geringer und nicht signifikant unterschiedlich ausfiel.

Bisher gibt es keine Hinweise, dass die starke Zunahme der Wildschweinpopulation in den vergangenen Jahrzehnten einen Einfluss auf die Entwicklung der Neophyten ausgeübt hat. Wildschweine sorgen auch in Naturwäldern durch ihre Wühltätigkeit vor allem in Mastjahren von Buche und Eiche immer wieder für offenen Boden mit günstigen Keimungsplätzen für annuelle *Impatiens*-Arten (JENSCH 2004, SCHMIDT 2012, DÖLLE et al. 2016). *I. parviflora* konnte sich aber bisher außerhalb der Zäune in den untersuchten Vergleichsflächenpaaren der NWR von Rheinland-Pfalz nicht erfolgreich etablieren.

### *Einfluss der Bewirtschaftung*

Forstliche Eingriffe sorgen direkt und indirekt in Wirtschaftswäldern für regelmäßige Störungen und begünstigen damit das Auftreten von gebietsfremden Arten (CHMURA 2004, WINTER 2005, WINTER et al. 2009, GALLARDO et al. 2017, MOUSTAKAS et al. 2018). Im floristischen Vergleich trifft dies auch für die in Rheinland-Pfalz untersuchten Wirtschaftswälder zu, die mit benachbarten NWR verglichen wurden. Da jedoch in nicht mehr bewirtschafteten Wäldern die Gesamtartenzahl und häufig auch auf Grund der stärkeren Beschattung der Deckungsgrad von Strauch- und Krautschicht niedriger liegen als im Wirtschaftswald (OHEIMB 2003, SCHMIDT 2005, SCHMIDT & SCHMIDT 2007, ŁYSIK 2008, PAILLET et al. 2010, HEINRICHS et al. 2011, DURAK 2012, HORVAT et al. 2017, KAUFMANN et al. 2017), kann der Anteil an gebietsfremden Arten in

der Vegetation relativ zunehmen. Dies gilt insbesondere, wenn sich unter den Neophyten Arten befinden, die inzwischen fester Bestandteil der Krautschicht von Wäldern sind (z. B. *Impatiens parviflora*) und sich nach natürlichen Störereignissen (z. B. großflächigem Windwurf) stark ausbreiten (SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2012, 2015). Damit bestätigen die Untersuchungsergebnisse aus Rheinland-Pfalz entsprechende Vergleiche von NWR und benachbarten Wirtschaftswäldern in Niedersachsen und Nordhessen (SCHMIDT et al. 2008, SCHMIDT 2012, SCHMIDT & HEINRICHS 2015, 2017). Azonale Wälder auf Standorten, die auch natürlicherweise störungsreich sind, reagieren unterschiedlich. So fanden VOR & SCHMIDT (2008) im Vergleich von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern in der Hördter Rheinaue sowohl Auenwälder, in denen in bewirtschafteten Beständen der Anteil der Neophyten in der Krautschicht höher war als in den nicht bewirtschafteten NWR als auch Beispiele, wo sich kein Unterschied oder sogar umgekehrte Verhältnisse zwischen den Bewirtschaftungsvarianten ergaben. Auch in polnischen Schluchtwäldern unterschieden sich bewirtschaftete und unbewirtschaftete Aufnahmeflächen nicht in ihrem Anteil an Neophyten (BARAN et al. 2018). In beiden Fällen handelt es sich um Wälder auf Sonderstandorten, bei denen die Bewirtschaftung bereits in der Vergangenheit immer nur sehr extensiv erfolgte. In gewisser Weise trifft dies auch für die Ergebnisse aus Rheinland-Pfalz, Niedersachsen und Nordhessen zu, indem die hier zum Vergleich herangezogenen Wirtschaftswälder – meist Buchenwälder – aktuell überwiegend naturnah bewirtschaftet, d. h. kleinflächig (einzeltamm- oder gruppenweise) und nicht großflächig (kahlschlagartig) aufgelichtet werden.

### *Schlussfolgerungen*

Gebietsfremde Arten spielen in den naturnahen, nicht mehr bewirtschafteten NWR in Rheinland-Pfalz eine untergeordnete Rolle. Im Vergleich zu Untersuchungen aus anderen Bundesländern (SCHMIDT et al. 2008, HEINRICHS et al. 2011, SCHMIDT 2012) sind vor allem krautige Neophyten – wie *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Epilobium ciliatum* oder *Solidago canadensis* – ausgesprochen gering vertreten. Dies gilt insbesondere für die naturnahen Buchenwald-NWR. Von keiner der genannten Arten konnte bisher in den NWR ein invasives Verhalten (NEHRING et al. 2013) mit einem Verdrängen einheimischer Arten oder einem Verlust an Diversität und Naturnähe beobachtet werden. Den größten Anteil unter den gebietsfremden Arten bilden die nicht-heimischen Gehölze, die in der Vergangenheit forstlich angebaut wurden und von denen sich vor allem *Picea abies*, *Larix decidua* und *Pseudotsuga menziesii* in den NWR vielfach spontan verjüngen. Sie sind damit ein Spiegel unserer Forst- und Kulturgeschichte (BRANDES 2008). Ob sich diese Arten ohne waldbauliche Unterstützung dauerhaft in den Wäldern halten können, werden zukünftige Wiederholungsinventuren in den NWR zeigen. Interessant dürfte dabei insbesondere die weitere Entwicklung in den Douglasien-reichen NWR Grünberg und Eselskopf sein (VOR & SCHMIDT 2006). Im Vergleich der Aufnahmen von 2005 und 2017 zeigt die Douglasie dort keine Invasivität, auch nicht in benachbarten, Eichen-reichen Beständen, wie dies z. B. KNÖRZER (1999) im Schwarzwald beobachtete. Im Gegenteil: Auf Grund der abnehmenden Lichtverfügbarkeit, einer dichter werdenden Streuauflage und Selbstausdünnungseffekten kommt es zu einem Rückgang der Douglasie. Sie ist vor allem in der Konkurrenz zur Buche unterlegen, so dass sich eine Entwicklung zu naturferneren Waldgesellschaften bisher nicht zeigt. Vielmehr wird sich mit dem weiteren Ausbreiten der Buche auch hier der Naturnähegrad beider NWR erhöhen.

## Literaturverzeichnis

- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. – Schriftenr. Naturwaldreservate in Bayern 1: 1-219.
- ALTHOFF, B., HOCKE, R. & WILLIG, J. (1991): Naturwaldreservate in Hessen. Ein Überblick. – Mitt. Hess. Landesforstverw. 24: 1-62.
- AMMER, C. & VOR, T. (2013): Verlust von Mischbaumarten durch Wildverbiss in Buchenwäldern. – AFZ-Der Wald 68 (1): 9-11.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. 7. Aufl. – IHW-Verlag, Eching. 400 S.
- BARAN, J., BODZIARCZYK, J. & PIELECH, R. (2018): No differences in plant species diversity between protected and managed ravine forests. – For. Ecol. Manage. 430: 587-593.
- BRANDES, D. (2008): Invasive Pflanzen – Naturkatastrophen oder Spiegel unserer Kulturschichte? – Abh. Braunsch. Wiss. Ges. 59: 9-36.
- BRANDES, D. & GRIESE, D. (1991): Siedlungs- und Ruderalvegetation von Niedersachsen. – Braunsch. Geobot. Arb. 1: 1-173.
- BUTTLER, K.P., THIEME, M. & MITARBEITER (2017): Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. Version 9, Frankfurt am Main, September 2017, veröffentlicht im Internet unter <http://www.kp-buttler.de>
- CHMURA, D. (2004): Penetration and naturalization of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). – Nat. Conserv. 60: 3-11.
- CHMURA, D. & SIERKA, E. (2007): The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. – For. Ecol. Manage. 242: 487-495.
- DAISIE (2009): Handbook of Alien Species in Europe. – Springer, Dordrecht. 399 S.
- DAVIES, M.A., THOMPSON, K. & GRIME, J.P. (2005): Invasibility: the local mechanisms driving community assembly and species diversity. – Ecography 28: 696-704.
- DÖLLE, M., HEINRICHS, S., SCHULTE, U. & SCHMIDT, W. (2016): Vom Auenwald zum Sauenwald – Vegetationsentwicklung in der Naturwaldzelle „Kerpener Bruch“ (Nordrhein-Westfalen). – Natur u. Landschaft 91: 161-169.
- DRAKE, J.A., MOONEY, H.A., DI CASTRI, F., GROVES, R.H., KRUGER, F.J., REJMANEK, M. & WILLIAMSON, M. (Eds.) (1989): Biological Invasions. – Scope 37: 525 S. Chicester.
- DURAK, T. (2012): Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. – For. Ecol. Manage. 276: 154-164.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobot. 18: 1-262.
- ELTON, C.S. (1958): The Ecology of Invasions of Animals and Plants. – Methuen, London. 191 S.

- ENGEL, F., BAUHAUS, J., GÄRTNER, S., KÜHN, A., MEYER, P., REIF, A., SCHMIDT, M., SCHULTZE, J., SPÄTH, V., STÜBNER, S., WILDMANN, S. & SPELLMANN, H. (2016): Wälder mit natürlicher Entwicklung in Deutschland: Bilanzierung und Bewertung. – Naturschutz u. Biologische Vielfalt 145: 1-267.
- GALLARDO, B., ALDRIDGE, D.C., GONZÁLEZ-MORENO, P., PERGL, J., PIZARRO, M., PYŠEK, P., THUILLER, W., YESSON, C. & VILÀ, M. (2017): Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. – Global Change Biology 23: 5331-5343.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. – 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen: 1-76.
- GAUER, J. & ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenz. 43: 1-324.
- GILL, R. (2006): The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. – In: DANELL, K., DUNCAN, P., BERGSTRÖM, R. & PASTOR, J. (Eds.): Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation: 170-202. Cambridge University Press, Cambridge.
- HÉDL, R., KOPECKY, M. & KOMÁREK, J. (2010): Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. – Divers. Distrib. 16: 267-276.
- HEINRICHS, S. & SCHMIDT, W. (2013): Windwurf und Eisbruch im Buchenwald: eine Chance für Eiche und andere Baumarten? Ergebnisse aus vier Naturwaldreservaten. – Forstarchiv 84: 181-197.
- HEINRICHS, S., SCHULTE, U. & SCHMIDT, W. (2011): Veränderung der Buchenwaldvegetation durch Klimawandel? Ergebnisse aus Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. – Forstarchiv 82: 48-61.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2012): Vegetation dynamics of beech forests on limestone in central Germany over half a century – effects of climate change, forest management, eutrophication or game browsing? – Biodiversity & Ecology 4: 49-61.
- HEINRICHS, S., WINTERHOFF, W. & SCHMIDT, W. (2014): 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (*Carici-Fagetum*) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen im Göttinger Wald. – Tuexenia 34: 9-38.
- HESSENMÖLLER, D., NIESCHULZE, J., LÜPKE, N. v. & SCHULZE, E.-D. (2011): Identification of forest management types from ground-based and remotely sensed variables and the effects of forest management on forest structure and composition. – Forstarchiv 82: 171-183.
- HIERRO, J.L., MARON, J.L. & CALLAWAY, R.M. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. – J. Ecol. 93: 5-15.
- HORVAT, V., BIURRUN, I. & GARCÍA-MIJANGOS, I. (2017): Herb layer in silver fir-beech forests in the western Pyrenees: Does management affect species diversity? – For. Ecol. Manage. 385: 87-96.

- JANTSCH, M.C., FISCHER, A., FISCHER, H.S. & WINTER, S. (2013): Shift in plant species composition reveals environmental changes during the last decades: A long-term study in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Bavaria. – *Folia Geobot.* 48: 467-491.
- JENSCH, D. (2004): Der Einfluss von Störungen auf die Waldvegetation. Experimente in drei hessischen Buchenwäldern. – *Diss. Bot.* 386: 1-388.
- KAUFMANN, S., HAUCK, M. & LEUSCHNER, C. (2017): Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. – *For. Ecol. Manage.* 400: 58-67.
- KNÖRZER, D. (1999): Zur Naturverjüngung der Douglasie im Schwarzwald. Inventur und Analyse von Umwelt- und Konkurrenzfaktoren sowie eine naturschutzfachliche Bewertung. – *Diss. Bot.* 306: 283 S.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart. 492 S.
- ŁYSIK, M. (2008): Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojców National Park, South Poland). – *Pol. J. Ecol.* 56: 17-31.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. (2000): Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. – *Ecol. Appl.* 10: 689-711.
- MANN, T. (2009): Vegetationsökologisches Monitoring im Nationalpark Harz unter besonderer Berücksichtigung des Schalenwild-Einflusses und der Waldstruktur. – Cuvillier, Göttingen. 201 S.
- MASKELL, L.C., FIRBANK, L.G., THOMPSON, K., BULLOCK, J.M. & SMART, S. M. (2006): Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. – *J. Ecol.* 94: 1052-1060.
- MEYER, P., BÜCKING, W., GEHLHAR, U., SCHULTE, U. & STEFFENS, R. (2007): Das Netz der Naturwaldreservate in Deutschland: Flächenumfang, Repräsentativität und Schutzstatus im Jahr 2007. – *Forstarchiv* 78: 188-196.
- MOUSTAKAS, A., VOUTSELA, A. & KATSANEVAKIS, S. (2018): Sampling alien species inside and outside protected areas: Does it matter? – *Sci. Total Environ.* 625: 194-198.
- MÜNCH, E. (2007): Die Datenbank Naturwaldreservate in Deutschland. – *Forstarchiv* 78: 197-201.
- NEHRING, S., KOWARIK, I., RABITSCH, W. & ESSL, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. – *BfN-Skripten* 352: 1-202.
- OHEIMB, G. V. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. – *Naturwiss. Forschungsergebn.* 70: 274 S.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTEN, J., ÒDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖMERMAN, M., BIJLSMA, R.-J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S.,



- MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M.-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRESZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. & VIRTANEN, R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. – *Conserv. Biol.* 24: 101-112.
- PYŠEK, P., LAMBDon, P.W., ARIANOUTSOU, M., KÜHN, I., PINO, J. & WINTER, M. (2009): Alien vascular plants in Europe. – In: DAISIE (2009): *Handbook of Alien Species in Europe*: 43-61.
- ROTHERHAM, I.D. & LAMBERT, R.A. (2011): *Invasive and Introduced Plants and Animals. Human Perceptions, Attitudes and Approaches to Management*. – Earthscan, London, Washington D.C. 375 S.
- SCHMIDT, M. & SCHMIDT, W. (2007): Vegetationsökologisches Monitoring in Naturwaldreservaten. – *Forstarchiv* 78: 205-214.
- SCHMIDT, W. (2005): Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. – *For. Snow Landsc. Res.* 79: 111-125.
- SCHMIDT, W. (2012): Wie naturnah sind Naturwaldreservate? Neophyten und Therophyten als geobotanische Indikatoren. – *Forstarchiv* 83: 93-108.
- SCHMIDT, W., DÖLLE, M., BERNHARDT-RÖMERMAN, M. & PARTH, A. (2009): Neophyten in der Ackerbrachen-Sukzession – Ergebnisse eines Dauerflächen-Versuchs. – *Tuexenia* 29: 236-260.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2012): 13 Jahre nach dem Sturm – Vegetationsentwicklung im Buchen-Naturwald „Königsbuche“ (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen). – *Hercynia N.F.* 45: 81-110.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2015): Umwelt- und Nutzungswandel im Kalkbuchenwald (*Hordehymo-Fagetum lathyretosum*) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – *Hercynia N.F.* 48: 21-50.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2016): Struktur und Artenreichtum der Vegetation in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz – Einfluss von Schalenwild und früherer Bewirtschaftung. – *Forstarchiv* 87: 182-193.
- SCHMIDT, W. & HEINRICHS, S. (2017): Flora und Vegetation der Lengder Burg im Göttinger Wald – Ein Hotspot der Phytodiversität und seine Veränderungen seit 1950. – *Tuexenia* 37: 95-125.
- SCHMIDT, W., HEINRICHS, S., WECKESSER, M., EBRECHT, L. & LAMBERTZ, B. (2008): Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. – *Braunschweiger Geob. Arb.* 9: 405-434.
- THOMAS, A., MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. – *Angew. Landschaftsökol.* 6: 1-150.
- VOR, T. & SCHMIDT, W. (2006): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vegetation der Naturwaldreservate „Eselskopf“ (Nordwesteifel) und „Grünberg“ (Pfälzer Wald). – *Forstarchiv* 77: 169-178.

- VOR, T. & SCHMIDT, W. (2008): Neophyten in der Hördter Rheinaue/Rheinland-Pfalz. – Forstarchiv 79: 143-151.
- WAGNER, W., CHYTRÝ, M., JIMÉNEZ-ALFARO, B., PERGL, J., HENNEKENS, S., BIURRUN, I., KNOLLOVÁ, I., BERG, C., VASSILEV, K., RODWELL, J.S., ŠKVORC, Ž., JANDT, U., EWALD, J., JANSEN, F., TSIRIPIDIS, I., BOTTA-DUKÁT, Z., CASELLA, L., ATTORRE, F., RAŠOMAVIČIUS, V., ČUŠTEREVSKA, R., SCHAMINÉE, J.H.J., BRUNET, J., LENOIR, J., SVENNING, J.-C., KACKI, Z., PETRÁŠOVÁ-ŠIBIKOVÁ, M., ŠILC, U., GARICA-MIJANGOS, I., CAMPOS, J. A., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., WOHLGEMUTH, T., ONYSHCHENKO, V. & PYŠEK, P. (2017): Alien plant invasions in European woodlands. – Divers. Distrib. 23: 969-981.
- WINTER, S. (2005): Ermittlung von strukturellen Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – Diss. TU Dresden. 322 S.
- WINTER, S., WALENTOWSKI, H. & FISCHER, A. (2009): Neophyten im Wirtschaftswald. – LWF aktuell 73/2009: 8-11.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart. 765 S.
- WOLF, G. & BOHN, U. (1991): Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. – Schriftenr. Vegetationskde. 21: 9-19.
- ZERBE, S. & WIRTH, P. (2006): Ecological range of invasive plant species in Central European pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. – Ann. For. Sci. 63: 189-203.

---

**Folgende Seiten: Tabellen 1-3 zu:**

Wolfgang Schmidt, Michaela Dölle, Steffi Heinrichs & Patricia Balcar: Gebietsfremde Gefäßpflanzen in Naturwaldreservaten von Rheinland-Pfalz

Tabelle 1. Übersicht der untersuchten NWR (mit Abkürzung in Klammern) in Rheinland-Pfalz: Wuchsgebiete (GAUER & ALDINGER 2005), Meereshöhe (Höhe ü. NN), Geologie, natürliche Waldgesellschaft, Größe der NWR, Jahr der Ausweisung/Erweiterung, Untersuchungsjahre, untersuchte Kernflächen (KF: oZ = ungezäunt; Z = gezäunt) sowie weitere untersuchte Flächenvarianten (DF = Einzel-Dauerflächen, unabhängig von Kernflächen, WW = benachbarter Wirtschaftswald, WG = Weisergatter, GNP = Gitternetzpunkte). \* Ausweisung von jeweils 2 Kernflächen.

Table 1. Characterization of the investigated SFNR in Rhineland-Palatinate (abbreviation in parentheses): forest growth region, elevation, geology, natural forest community, SFNR size, year of establishment/extension, the survey years, available core areas (oZ = unfenced, Z = fenced) and other plot categories (DF = single permanent plots, independent from core areas, WW = adjacent managed forest; WG = fenced and unfenced indicator plot pairs, GNP = grid points). \* 2 core areas available.

NWR	Wuchsgebiet	Höhe ü. NN	Geologie	Natürliche Waldgesellschaft	Größe (ha)	Ausweisung	Untersuchungsjahr(e)	KF	Weitere Fl.
Holländerschlag (HS)	Nörtl. oberrhein. Tiefland	98-100	Alluvium	Querco-Ulmetum	1,2	1967	2010	Z	WW
Gimpelrhein (GR)		100-101	Alluvium	Querco-Ulmetum	6,4	1966	2010	oZ	WW
Oberer Karlskopf (OK)		99-101	Alluvium	Alno-Ulmetum, Querco-Ulmetum	13	1966	2010	oZ	WW
Katzenbacherhang (KH)	Saar-Nahe-Berg- und Hügelland	200-342	Perm (Rotliegendes)	Galio-Fagetum, Galio-Carpinetum	56	1972	2011	oZ, Z	WW
Rotenberghang (RH)	Saar-Pfälzisches Muschelkalkgebiet	350-430	Mittlerer und Oberer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	22	1991	1991/92, 2002, 2016	oZ, Z	WW
Adelsberg- Lutzelhardt (AB)	Pfälzerwald	245-399	Unterer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	192	1976/1999	2000 (KF), 2006 (GNP), 2016 (KF, GNP)	Z	GNP
Grünberg (GRB)		210-420	Unterer Buntsandstein/ Trifelschichten	Luzulo-Fagetum	65	2001	2006, 2017	oZ, Z	
Mummelsköpfe (MK)		240-400	Unterer Buntsandstein	Luzulo-Fagetum	53	1972/1998	2008	Z	
Tabener Urwald (TU)	Hunsrück	160-340	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Quercetum, Luzulo-Fagetum	22	1938/1982	2014	oZ	
Himbeerberg (HB)		520-580	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	42	1991	1993, 2002, 2016		DF (oZ, Z); WW
Gebück (GEB)		510-610	Unterdevon	Luzulo-Fagetum	35	1995	2008, 2009, 2012	oZ, Z	WG
Schwappelbruch (SBR)*		500-520	Unterdevon	Luzulo-Fagetum	22	1982/2004	2012	Z	
Langbruch (LB)		690-730	Unterdevon/Quarzit	Betuletum pubescentis, Luzulo-Fagetum	42	1982	2012, 2015 (WG)	oZ	WG
Palmbruch (PB)		620-660	Unterdevon	Betuletum pubescentis, Alnetum glutinosae	7	1955/1982	2012	Z	
Gottlob (GL)		735-800	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	17	1982	2013	oZ, Z	
Springenkopf (SK)		759-784	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	18	1982	2013	oZ, Z	WW
Ruppelstein (RS)	Westerwald	700-755	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	6	1982	2013	oZ	WW
Stelzenbach (SBA)*		340-430	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	77	1995/1999	2014	oZ, Z	WW
Eselskopf (EK)	Nordwesteifel	310-440	Unterdevon/Tonschiefer	Luzulo-Fagetum	33	2002	2006, 2017	oZ, Z	
Eischeid (EI)		550-650	Unterdevon/Quarzit	Luzulo-Fagetum	34	1982	2011	oZ, Z	WW
Etscheid (ET)	Osteifel	440-540	Unterdevon/Tonschiefer	Galio-Fagetum	40,5	2001	2012	oZ, Z	

Tabelle 2. Natürliche Vegetationseinheit (AU – Auenwald, BR – Bruchwald, BU – Buchenwald), Nährstoffversorgung (OL – oligotroph, ME – mesotroph, EU – eutroph), Jahre ohne Bewirtschaftung, Gefäßpflanzen-Artenzahlen, mittlere Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001), vorkommende gebietsfremde Gefäßpflanzenarten (Neophyten i. w. S.) und deren Anteile an der Gesamtartenzahl, basierend auf der floristischen Kartierung der Gesamtreservate (Größe siehe Tab. 1) im letzten Untersuchungsjahr (bei den NWR MK – Mummelsköpfe = 0,6 ha und GEB – Gebück = 1,5 ha basierend auf allen Vegetationsaufnahmen).

Status-Angaben für die gebietsfremden Arten:

Rheinland-Pfalz (RLP) – BUTTLER et al. (2017): E – Neophyt, C – etabliert, T – sich etablierend, U – unbeständig, kA – keine Angaben (für RLP)

Deutschland (D) – WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998): I – indigen (einheimisch), E – fest eingebürgerter Neophyt, U-E, K – voraussichtlich in Einbürgerung befindliche Sippe, Kulturpflanze, kA – keine Angaben (für D)

Europa (EU) – DAISIE (2009): A – nicht einheimische Sippen von außerhalb Europas, E – europäische Sippe, welche außerhalb ihres natürlichen Areals auftritt. A/E – Sippe mit sowohl europäischem als auch außereuropäischem Areal.

Table 2. Natural vegetation (AU – lowland riparian forest, BR – swamp forest, BU – beech forest), nutrient supply (OL – oligotrophic, ME – mesotrophic, EU – eutrophic), years since abandonment, number of vascular plant species, mean indicator values regarding ELLENBERG et al. (2001), number of non-native and alien vascular plant species (neophytes) and their proportion of the total number of species, based on the floristic inventory of the total area of each SFNR (size see table 1) in the last year of investigation (in SFNR MK – Mummelsköpfe = 0,6 ha and GEB – Gebück = 1,5 ha, here based on all vegetation relevés).

Specifications for the non-native and alien plant species:

Rhineland-Palatinate (RLP) – BUTTLER et al. (2017): E – neophyte, C – established, T – in establishment, U – unsteady, kA – not specified (for RLP)

Germany (D) – WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998): I – indigenous, E – stable naturalised neophyte, U-E, K – expected naturalised taxon, cultivated plant, kA – not specified (for D)

Europe (EU) – DAISIE (2009): A – not indigenous taxons outside of Europe, E – European taxon, but outside its natural range. A/E – taxon with European as well as non-European range.

Naturwaldreservat (Abk. s. Tab. 1)	HS	GR	OK	KH	RH	AB	GRB	MK	TU	HB	GEB	SBR	LB	PB	GL	SK	RS	SBA	EK	EI	ET	
Natürliche Vegetationseinheit	AU	AU	AU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BR	BR	BU	BU	BU	BU	BU	BU	BU	
Nährstoffversorgung	EU	EU	EU	ME	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	OL	ME	
Untersuchungsjahr	2010	2010	2010	2011	2016	2016	2017	2008	2014	2016	2012	2012	2012	2012	2013	2013	2013	2014	2017	2011	2012	
						17-		10-														
Jahre ohne Bewirtschaftung	43	44	44	17-39	25	40	16	36	76	25	17	8-30	4-30	57	31	31	31	19	15	16-29	11	
Gesamtartenzahl	46	61	59	111	46	98	95	41	73	60	69	95	110	33	65	51	31	83	123	92	95	
Mittlere Zeigerwerte																						
L - Lichtzahl	4,8	5,0	6,0	5,1	5,2	5,5	5,7	5,3	5,4	5,5	5,8	5,5	6,3	6,1	5,9	5,8	5,6	5,0	5,5	5,3	5,1	
T - Temperaturzahl	5,5	5,5	5,5	5,5	5,1	5,3	4,8	5,1	5,3	5,0	5,0	5,1	5,1	4,9	5,0	5,0	4,9	5,1	4,9	5,0	5,2	
K - Kontinentalitätszahl	3,5	3,5	3,8	3,4	3,4	3,3	3,6	3,4	3,2	3,3	3,2	3,3	3,1	3,2	3,2	3,0	3,4	3,3	3,6	3,1	3,4	
F - Feuchtezahl	5,5	5,9	7,4	5,0	5,4	5,2	5,2	5,5	5,4	5,5	5,5	6,2	6,0	7,5	5,6	5,6	5,5	6,0	5,3	6,0	5,7	
R - Reaktionszahl	6,8	6,7	6,9	6,3	4,4	4,4	4,6	4,9	4,7	4,8	4,0	4,9	4,3	3,3	4,4	3,7	3,6	5,4	4,9	5,0	5,3	
N – Nährstoff(Stickstoff)zahl	6,1	6,3	6,2	5,4	5,4	4,7	5,0	5,8	5,4	5,1	4,9	5,1	4,5	2,6	5,3	4,3	4,2	5,5	5,4	5,5	5,6	
Gebietsfremde Arten (Neophyten i .w. S.)	Status																					
	RLP	D	EU																			n
<i>Abies grandis</i>	U-ka	ka	A																			1
<i>Impatiens glandulifera</i>	E-C	E	A	x	x	x																3
<i>Impatiens parviflora</i>	E-C	E	A	x	x	x											x	5				
<i>Juncus tenuis</i>	E-C	E	A	x										x								3
<i>Larix decidua</i>	U	I	E	x				x	x											x	4	
<i>Larix kaempferi</i>	U	ka	A	x																	1	
<i>Oxalis stricta</i>	E-C	E	A	x																	1	
<i>Picea abies</i>	U	I	E	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	16
<i>Pinus strobus</i>	E-U	ka	A	x										x								2
<i>Populus hybrid.</i>	E-C	(E, K)	A	x	x																	2
<i>Prunus persica</i>	U	ka	E	x																	1	
<i>Prunus serotina</i>	E-C	E	A	x										x								3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	T	U-E, K	A	x				x	x	x											8	
<i>Quercus rubra</i>	E-ka	U-E, K	A	x																	1	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	E-C	E	A	x	x																2	
<i>Solidago canadensis</i>	E-C	E	A	x				x														2
<i>Solidago graminifolia</i>	E-ka	E	A	x																	1	
<i>Thuja spec.</i>	U-ka	E (lok.)	E	x																	1	
<i>Tsuga spec.</i>	U-ka	ka	A/E																x			1
Artenzahl (gebietsfremde Arten)	4	4	4	2	3	8	5	1	3	1	4	1	2	1	1	2	1	2	6	1	2	19
%-Anteil an der Gesamtartenzahl	8,7	6,6	6,8	1,8	6,5	8,2	5,3	2,4	4,1	1,7	5,8	1,1	1,8	3,0	1,5	3,9	3,2	2,4	4,9	1,1	2,1	

Tabelle 3. Struktur, Artenzahlen, gebietsfremde Arten (Neophyten i. w. S.) und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte der ungezäunten Flächenvarianten (KF – Kernfläche, DF – Einzel-Dauerfläche, GNP – Gitternetzpunkt, Bu – Buchen-, Ei – Eichen-, NH – Nadelholz-dominiert) in den untersuchten NWR zum Zeitpunkt der letzten Untersuchung (vergl. Tab. 1 und 2). In den NWR wurde eine unterschiedliche Zahl von Einzelflächen (100 bis 400 m<sup>2</sup> Größe) erfasst (siehe Tab. 1), die zu einer untersuchten Gesamtflächen-größe zusammengefasst wurden. Die Strukturvariablen geben dabei den Mittelwert über diese Gesamtflächengröße wieder, die Artenzahlen wurden über die Gesamtflächen-größe aufsummiert. Basierend auf der Artenausstattung der Gesamtfläche wurden die Neophyten-Anteile und mittleren Zeigerwerte ermittelt. k.A.: keine Angaben, da nur indifferente Arten vorkommend.

Table 3. Structure, species numbers, non-native and alien vascular plant species (neophytes) and mean Ellenberg-indicator values for the unfenced plots (KF – core area, DF – single permanent plot, GNP – grid point, Bu – beech-, Ei – oak-, NH – coniferous-dominated stands) in the observed SFNR at the time of last investigation (see table 1 and 2). A differing number of survey plots (size of 100 – 400 m<sup>2</sup>) in the observed SFNR (see table 1) was summarized to the total plot size. The data regarding the structure are given as means of the total number of plots, the species numbers were accumulated for all plots per area. Based on the species composition of the total investigated area the share of neophytes and mean indicator values were calculated. kA – not specified, as only indifferent species were present.

Naturwaldreservat (Abk. s. Tab. 1)	GR	OK	KH	RH	AB_Bu	AB_Ei	AB_NH	GRB	TU	HB	GEB	LB	GL	SK	RS	SBA1	SBA2	EK	EI	ET
Flächenvariante	KF	KF	KF	KF	GNP	GNP	GNP	KF	KF	DF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF	KF
Anzahl Vegetationsaufnahmen	25	11	5	10	43	28	23	8	15	20	13	9	9	11	9	9	12	8	8	13
Aufnahmeflächengröße [m <sup>2</sup> ]	100	100	400	100	314	314	314	400	400	100	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400
Gesamtflächengröße [m <sup>2</sup> ]	2500	1100	2000	1000	13502	8792	7222	3200	6000	2000	5200	3600	3600	4400	3600	3600	4800	3200	3200	5200
<b>Strukturvariablen</b>																				
Deckung Baumschicht [BS %]	76,5	30,8	85,3	96,1	89,9	83,9	76,6	82,5	73,9	88,5	76,6	17,7	56,7	66,5	63,4	85,2	90,0	77,5	79,7	70,8
Buchenanteil (BS) [%]	0,0	0,0	0,0	84,9	55,9	24,5	19,0	49,9	53,8	75,9	91,4	3,1	94,1	98,7	81,0	99,9	76,9	2,0	92,5	62,1
Nadelholzanteil (BS) [%]	0,0	0,0	0,0	5,0	7,3	15,0	76,5	50,1	0,0	15,9	3,0	9,4	0,0	1,3	0,0	0,0	3,1	83,6	0,0	0,0
Neophytenanteil (BS) [%]	2,1	0,0	0,0	4,6	55,9	4,2	3,0	48,7	0,0	15,9	3,0	9,4	0,0	1,3	0,0	0,0	3,1	83,6	0,0	0,0
Deckungsgradsumme Feldschicht (FS) [%]	38,5	77,5	29,8	0,7	6,2	15,5	16,0	15,9	29,7	6,8	2,7	103,4	46,3	27,0	31,0	56,9	8,7	19,4	10,5	49,8
<b>Gesamtartenzahlen</b>																				
Baumschicht (BS)	10	7	2	6	8	7	8	4	7	6	4	3	2	2	2	2	4	10	2	2
Strauchschicht (SS)	10	4	3	1	4	7	7	5	10	2	1	4	4	2	2	2	1	9	3	7
Krautschicht (KS)	43	24	31	4	30	49	56	7	27	10	18	24	27	14	30	12	10	40	24	41
Feldschicht (FS = SS + KS)	45	25	33	5	30	49	56	10	28	10	18	25	27	15	30	12	10	42	25	42
<b>Gebietsfremde Arten (Neophyten i. w. S.)</b>																				
Anzahl Neophyten (FS)	3	2	0	0	2	2	5	3	1	1	1	1	1	1	1	1	0	2	1	1 Ø 1,4
Anteil an Artenzahl (FS) [%]	6,7	8,0	0	0	6,7	4,1	8,9	30,0	3,6	10,0	5,6	4,0	3,7	6,7	3,3	8,3	0	4,8	4,0	2,4 Ø 6,0
Anteil am Deckungsgrad (FS) [%]	14,0	3,6	0	0	4,2	11,6	9,5	65,4	11,6	39,3	9,9	0,7	1,5	0,1	0,5	0,3	0	6,1	2,5	0,4 Ø 9,0
<b>Zeigerwerte</b>																				
Licht	4,7	5,6	4,3	5,3	5,0	5,4	5,1	3,9	4,8	4,6	5,2	6,7	5,7	5,0	5,5	4,5	4,6	5,2	4,7	4,4
Temperatur	5,5	5,5	5,5	6,3	5,1	5,2	5,2	4,5	5,3	4,5	5,0	4,9	4,6	4,5	4,8	4,8	5,3	5,0	4,8	5,0
Kontinentalität	3,5	3,1	3,4	2,0	3,2	3,4	3,3	3,4	3,1	2,9	3,3	3,3	3,3	3,3	3,2	3,1	3,2	3,2	3,2	3,4
Feuchte	6,1	7,1	5,1	5,0	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,3	7,6	5,6	5,2	5,7	5,3	5,3	4,8	5,5	5,6
Reaktion	6,8	6,5	6,2	4,0	3,6	3,6	4,0	4,8	4,8	3,3	4,2	3,2	3,5	3,2	3,7	4,8	5,3	4,6	4,4	5,7
Nähr(Stick)stoff	6,5	6,8	5,9	k.A.	5,1	3,9	4,5	5,4	5,8	4,0	5,0	2,7	4,6	4,5	4,6	5,4	5,3	5,5	5,2	6,1